

Tesis Doctoral

Efectos de las plantaciones forestales en la diversidad y composición de los ensambles de mamíferos de pastizal y de bosque del Noroeste de Argentina

Iezzi, María Eugenia

2019

Este documento forma parte de las colecciones digitales de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en bibliotecadigital.exactas.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the digital collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in bibliotecadigital.exactas.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Iezzi, María Eugenia. (2019). Efectos de las plantaciones forestales en la diversidad y composición de los ensambles de mamíferos de pastizal y de bosque del Noroeste de Argentina. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n6611_Iezzi

Cita tipo Chicago:

Iezzi, María Eugenia. "Efectos de las plantaciones forestales en la diversidad y composición de los ensambles de mamíferos de pastizal y de bosque del Noroeste de Argentina". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2019.

https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n6611_Iezzi

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires



**Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales**

**Efectos de las plantaciones forestales en la diversidad y
composición de los ensambles de mamíferos de pastizal y
de bosque del Noreste de Argentina**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área
CIENCIAS BIOLÓGICAS

Lic. María Eugenia Iezzi

Director de tesis:

Dr. Mario Di Bitetti

Director asistente:

Dr. Carlos De Angelo

Consejero de estudios

Dr. Javier López de Casenave

Lugar de trabajo: Instituto de Biología Subtropical (IBS), Nodo Iguazú,
UNaM/CONICET.

Buenos Aires, diciembre 2018

Fecha de defensa: 14 de marzo de 2019

Efectos de las plantaciones forestales en la diversidad y composición de los ensamblajes de mamíferos de pastizal y de bosque del Noreste de Argentina

Resumen

Las plantaciones forestales constituyen una de las principales actividades productivas de Misiones y el noreste de Corrientes. En estas provincias, grandes extensiones de bosque y de pastizales nativos han sido convertidas a plantaciones de pinos sin que se conozcan en profundidad los impactos de esta actividad en las comunidades naturales. Estos monocultivos forestales pueden ofrecer un hábitat alternativo o resultar una barrera para la fauna nativa, dependiendo de su manejo y de las características de las especies que componen el conjunto faunístico regional. El objetivo general de esta tesis fue estudiar cómo la configuración espacial de los distintos componentes del paisaje productivo forestal, y algunos aspectos del manejo de los rodales de pinos, afectan la diversidad y la composición de los ensamblajes de mamíferos terrestres medianos y grandes del Bosque Atlántico, ecorregión originalmente representada por un bosque subtropical continuo, y de los Campos y Malezales y los Esteros del Iberá, ecorregiones dominadas por pastizales. También estudié el efecto de la pérdida y fragmentación del bosque nativo en el ensamblaje de mamíferos del Bosque Atlántico. Para todo ello, realicé dos grandes muestreos con trampas-cámaras. En el norte de Misiones establecí 184 estaciones de muestreo en bosque nativo continuo (n=53), en plantaciones de pino (n=62) y en fragmentos de bosque inmersos en la matriz productiva (n=69). En Corrientes y sur de Misiones establecí 234 estaciones en pastizales naturales (n=89), en bosque nativo (mogotes o bosques ribereños, n=54) y en plantaciones de pino (n=91). En el norte de Misiones la riqueza de especies disminuyó con la distancia al bloque de bosque continuo, mientras que la composición y las abundancias relativas también se vieron afectadas por la proporción de bosque nativo en el paisaje y el acceso humano. Los rodales de pinos tuvieron subconjuntos empobrecidos de los ensamblajes originales cuya composición y abundancias relativas dependieron principalmente de la accesibilidad humana y de la estructura del sotobosque. En los fragmentos de bosque nativo, el ensamblaje de mamíferos fue más similar al bosque continuo cuando el entorno estuvo dominado por usos de la

tierra boscosos (bosque nativo o plantaciones forestales). En Corrientes y sur de Misiones, la riqueza y composición de especies difirió entre los bosques nativos y los demás ambientes, pero no existieron diferencias entre los pastizales y las plantaciones. Los ensambles de mamíferos también se vieron afectados por la proporción de bosque, de humedales y heterogeneidad de ambientes en el entorno y por la estructura de la vegetación en los estratos bajos. Los rodales de pino tuvieron una composición de especies más similar a los bosques nativos cuando fueron de edades adultas, poseyeron densidades intermedias de árboles y tuvieron una baja carga ganadera. La implantación de pinos provocó un empobrecimiento de los ensambles de mamíferos de los bosques nativos en ambas regiones, aunque no tuvo un efecto importante en los mamíferos de pastizal debido a la presencia en éstos de especies generalistas. El impacto de este monocultivo dependió de la región. Si bien existe un pool regional de mamíferos definido para cada área de estudio, la fragmentación del bosque continuo en el norte de Misiones y su reemplazo por plantaciones forestales promovió una mayor similitud de sus ensambles con los de los bosques empobrecidos del sur de la provincia y noreste de Corrientes. Los resultados de esta tesis derivaron en recomendaciones de manejo forestal a distintas escalas y para cada región estudiada.

Palabras clave: MAMÍFEROS, BOSQUE ATLÁNTICO, CAMPOS Y MALEZALES, RIQUEZA, DIVERSIDAD, MANEJO FORESTAL, FRAGMENTACIÓN, PLANTACIONES DE PINO

Effects of forest plantations on the diversity and composition of grassland and forest mammal assemblages in Northeast Argentina

Abstract

Forest plantations are the main productive activities of Misiones and northeastern Corrientes. In these provinces, extensive areas of native forests and grasslands have been converted to pine plantations without knowing the impacts of this activity on the natural communities. Tree monocultures can offer an alternative habitat or to be a barrier for native animals, depending on their spatial configuration, the management practices and the characteristics of the regional pool of species. The general objective of this thesis was to study how the spatial configuration of forest plantation landscapes, and some aspects of pine stand management, affect the diversity and composition of the assemblages of medium and large terrestrial mammals of the Atlantic Forest, ecoregion originally represented by a continuous subtropical forest, and the Campos and Malezales and Esteros del Iberá, ecoregions dominated by grasslands. I also studied the effect of native forest loss and fragmentation on the mammal assemblage of the Atlantic Forest. I conducted two large camera-trap surveys. In northern Misiones I established 184 sampling stations in continuous native forest (n=53), pine plantations (n=62) and forest fragments immersed in the productive matrix (n=69). In Corrientes and southern Misiones I established 234 stations distributed in natural grasslands (n=89), native forests (natural forest islands or riparian forests, n=54) and pine plantations (n=91). In northern Misiones mammal species richness decreased with the distance to the continuous forest block, while the composition was also affected by the proportion of native forest in the landscape and the cost of human access. The pine plantation stands contained impoverished subsets of the original assemblages and their composition depended mainly on human accessibility and the structure of their understory. In forest fragments, the mammal assemblage was more similar to that of the continuous forest when the surroundings comprised a large proportion of forested land uses (native forest or forest plantations). In Corrientes and southern Misiones, species richness and composition differed between native forests and other environments, while there were no differences between grasslands and plantations. The mammal assemblages were also

affected by the proportion of forest, wetlands and the heterogeneity of environments in the surroundings, and by the vegetation structure in the lower strata. The similarity of the mammal assemblages of pine plantations to those of the native forests increased with stand age and at intermediate tree densities, and it decreased with livestock densities. Pine plantations caused an impoverishment of native forest mammal assemblages in both regions, although it did not have a significant effect on grassland assemblages because of the dominance of generalist mammal species in the latter. The impact of tree monocultures differed between regions. Although there is a different pool of mammal species in each study area, the fragmentation of the continuous forest in the north of Misiones and its replacement by forest plantations promoted its similarity with the assemblages of the impoverished forests of the south of the province and northeast of Corrientes. One of the results of this thesis is a set of recommendations for better plantation management in each region and at different scales.

Keywords: ATLANTIC FOREST, CAMERA-TRAPS, CAMPOS AND MALEZALES, SPECIES COMPOSITION, DIVERSITY, FRAGMENTATION, TERRESTRIAL MAMMALS, FOREST MANAGEMENT, *PINUS SP.*, FOREST PLANTATIONS, RICHNESS.

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a todos los que hicieron que esta tesis sea posible:

A mis directores, a Mario Di Bitetti y Carlos De Angelo. Dos excelentes profesionales y, lo más importantes, dos excelentes personas. Aprendí muchísimo de ustedes y supieron acompañarme y ayudarme a pesar de todos los viajes y la distancia. Me ensañaron a buscar la excelencia y a saber valorar mi trabajo, sin ustedes no hubiera podido hacer esta tesis.

Al equipo del proyecto PIA, un gran equipo! A Tirica, mi gran compañera y amiga. Fuiste la que me contactaste, la que me invitaste a ser parte, la que me incluiste y la que sos y seguís siendo mi apoyo incondicional. Gran parte del muestreo de Misiones te lo debo a vos, a tu organización, a tus ganas y energías. Fuiste y sos mi ejemplo a seguir y gracias a vos aprendí cómo manejarme en el campo y cómo liderar una campaña. A Diego, que siempre estuviste ahí, ayudando en el campo, en la redacción de propuestas para financiamiento y en el gran y arduo trabajo del etiquetado de fotos. Creo que los cuatro (con Mario y Carlitos) son excelentes compañeros de trabajo y son un gran ejemplo de un buen grupo de trabajo.

A todos los asistentes y voluntarios que me ayudaron y participaron de ambas campañas: a Juli, Mica, Eze, Pato, Ramón, Cecilia Pamich, Patricio Silfeni, Mosqui, Agus, el Negro, Juan, Silvia, Claudia, Martín, Dani, Sebas, Fede, Marian, Giova, Belu, Bruno y Fer Foletto. Sin ustedes los muestreos no hubiesen sido posibles!

A las empresas forestales y productores de Misiones y Corrientes: a las empresas Arauco S.A., Forestal Bosques del Plata S.A, EVASA, Masisa Forestal S.A., GMF Latinoamericana S.A., Forestal Las Marías, Altinia S.A.. A las familias Colcombet, Werle y Zimmerman, a Pandermalis, entre otras familias de Andresito, del Paraje María Soledad y del Paraje 130 que nos permitieron monitorear los animales que habitan en sus chacras. A Jorge Esquivel, a Gabriel Benza, a Wyzcaichipi, a la estancia Santa Cecilia y la familia Navajas, la estancia Tave Retá y la familia Helbig, Estancia Virocay y la familia Haynes, las estancias La Blanca, La Higuera, El Indio, Ganadera Península, San Luis, Pozo Cuadrado, San Andrés y a Giovana y su tío Ricardo Galfrascoli. Gracias por abrirme sus puertas, por recibirme, por ayudarme con la logística, por alojarme y por acompañarme e interesarse por mi trabajo.

Al grupo CREA Tierra Colorada, por permitirme trabajar con ustedes, por enseñarme sus conocimientos y a la vez recibirme para mostrarles mi trabajo. Fueron siempre muy amables conmigo y me sentí muy bienvenida. Estoy muy feliz del vínculo generado.

A los guardabosques de Arauco S.A., a los empleados de las empresas y a todos los que nos dieron una mano en los distintos campos: a Javier De León, Cristian Zimmerman, José Kusnier, y Fermín Gonzalez, y a Gabriel Rodriguez y Pablo Kosak por permitir que nos acompañen en las recorridas; a Nene y a su familia por acompañarnos y recibirnos; a Cyntia Almada, Germán Becerro y José María Hernández por ayudarme con la logística y con la información de sus predios; a Fabio Cancian, a Teco y a Ricardo Palacios por todas las recorridas; a Juan Galli, Marcos Tarazaga, Nestor Galvalisi, Paula Montengro, Liliana Rivero y Esteban Carabelli por ayudarme con información, permisos y logística. A los cocineros de los campamentos forestales, especialmente de La gabina, San Javier, Aguapey, Península y Timbauva. A Meana y Zulema por recibirnos y atendernos. A los guardaparques del PNI, del PP Fachinal y de la Reserva de Vida Silvestre Urugua-í, y a Jonathan que nos puso en contacto con varios chacreros de Andresito. Gracias a todos los que nos ayudaron en los distintos incidentes con la camioneta!

A la gente de Yacutinga Lodge, Surucúa Lodge, Karadya Biolodge, San Sebastián de la Selva y Puerto Bemberg. A la Reserva Natural Privada Yateí por brindarnos alojamiento. A Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA) de Iguazú por darnos permiso para trabajar en la Reserva de Vida Silvestre Urugua-í. A Conservation Land Trust (CLT) por permitirnos trabajar en sus reservas privadas San Nicolás, San Ignacio y Yaguareté Corá y brindarnos alojamiento. A la Fundación Amado Bonpland (FAB) por permitirnos trabajar en la Reserva Natural Privada Paraje Tres Cerros.

A la Administración de Parques Nacionales y al Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables de Misiones por darnos los permisos de investigación, y a los guardaparques del PNI, la Reserva Natural Estricta de San Antonio, el PN Iberá, el PP Urugua-í, PP Puerto Península, PP Esperanza, PP Foerster, PP Fachinal y PP Profundidad. Además, agradezco a las siguientes instituciones que nos permitieron entrar a sus predios: INTA de San Antonio, Prefectura de Andresito, Aeropuerto Internacional Cataratas del Iguazú y Ejército de Puerto Iguazú.

Al Proyecto Yaguareté y al Grupo de Ecología y Conservación de Mamíferos del IBS, por hacerme partícipe de esos increíbles grupos, por trabajar en conjunto, por ayudarnos

entre todos, por generar un lindo ambiente de trabajo. Especialmente gracias a Yamil, Agus, Diego, Tirica, Julia y Ariel (adoptado entre los mastozoólogos) por ayudarme cuando los necesité en ausencia de mis directores. Al grupo monero, por adoptarme en su oficina en el momento crítico de escritura.

A Maximiliano Leuenberger por hacernos las cajas de seguridad para las cámaras-trampa y apoyar siempre nuestros proyectos.

A Gerardo Cueto, Gustavo Zurita, José Ramón Verdú y Victor Arroyo-Rodriguez por la ayuda estadística. A Debo, Caro y Tirica por la ayuda en gestiones administrativas de la UBA.

A la Sociedad para la Conservación de GIS, que me financió mi viaje a Estados Unidos para aprender del magnífico mundo de GIS, tan necesario para esta tesis. Y gracias también a AeroTerra y Esri por brindarme licencia gratis de ArcGIS.

A las fuentes de financiamiento: a la Unidad para el Cambio Rural (UCAR) del (ex) Ministerio de Agroindustria a través de los subsidios PIA 2011 #10102 y PIA 2014 #14061, a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) del (ex) Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva a través del subsidio PICT 2013 #1904, a CONICET por mi beca de doctorado y por el subsidio PIP 2012-2014 N° 112-201101-00616 y al Ministerio de Ecología de Misiones por el Proyecto de Implementación del Plan de Manejo del Parque Provincial Uruguái - Convocatoria año 2009 del Programa Experimental de Protección y Manejo de los Bosques Nativos – Resolución SAyDS N° 256/09. Y a Mario, Diego y Carlitos por gestionarlas.

Quiero agradecer también a todos los que me apoyaron desde los emocional:

A Hernán, por acompañarme en casi todo mi doctorado, porque a pesar de la distancia siempre estuviste ahí. Me apoyaste en mis momentos difíciles y celebraste mis alegrías y logros. Fuiste el que de verdad notó mis nervios y estrés e hiciste todo lo posible para aliviarlo. Por todos los viajes “relámpago”, por nunca bajar los brazos. Gracias por ser parte de mi vida. Te amo!

A mi familia. A mis papás, Alicia y Claudio, por apoyarme en todas mis decisiones y acompañarme en momentos difíciles. Y a mis hermanos, Natalia y Sebastián, que siempre estuvieron presentes a pesar de la distancia. A mamá y Sebastián por acompañarme al campo! Y a papá y Sebastián por llevarme el auto! También quiero agradecer a todo el

resto de mi familia, a mis tíos, primos y abuelos, que siempre me reciben con mucha alegría en cada viaje, que muchos incluso me fueron a visitar, y que mantenemos esa linda unión familiar a pesar de las distancias.

A mis amigos de Iguazú, mi “familia adoptiva”: Tiri, Belu, Julia, Agus, Negro, Dani Ingaramo, Dani Lamattina, Lu Cariola, Viole, la Flaca, Yamil, Debo, Silvia Benito, Eze, Joha, Rodri, Tato, Andrés Bosso, Andrés Gómez Cifuentes, Ana, la Pelu (la mamá de todos). Gracias por estar siempre ahí, por los incontables mates y teres, por las birras, por los asados y comilonas, por las fiestas, por la compañía en momentos de bajón, por cuidarme la casa y a Simona cuando no estoy, por ayudarme cuando los necesité... No hubiese resistido a Iguazú si no fuera por ustedes! Estoy agradecida de haberme encontrado con este excelente grupo de amigos!!

A mis amigos de la vida, Jaz, Mery, Chama y Lula; Sole; Ceci; Pame, Val, Caro, Dai, Anita, Lu, Pau, Negro, Toto, Harry y Fede. Por estar siempre ahí a pesar de la distancia!

A todas las lindas visitas: Eze, Ferga y Gonza, Lauti y Fla, Sole, Pame, Dai y Ro, Jaz, Chama, Lulín, Lu, Harry, Toto, Sol, Lean, mis tíos Ricardo, Silvia, Mabel y Luis, Rossana y Carmine, y mis primos Lucas, Caro y Jose. Mis papás y hermanos.

A Cia do Corpo y mi grupo de Jazz por aceptarme a pesar de las diferencias de idioma y edad. A través de la danza permitieron que no entre en colapso mental!

A la familia de Hernán y a WCS Ecuador, por recibirme siempre y hacerme sentir como en casa!

Por último, quiero agradecer a los jurados Gerardo Cueto, Gregorio Gavier Pizarro y Silvia Matteucci. Gracias por la gran dedicación al leer la tesis y por todos los comentarios y sugerencias que sirvieron para mejorarla.

Tabla de contenidos

Resumen	2
Abstract.....	4
Tabla de contenidos	10
Lista de Tablas	14
Lista de Figuras	16
Capítulo I. Efecto de las plantaciones forestales en la biodiversidad: Los paisajes productivos del Bosque Atlántico y los Campos y Malezales e Iberá como caso de estudio.	19
1.1. Introducción general.....	19
1.1.1. Transformación de los ambientes originales y sus efectos en las comunidades biológicas.....	19
1.1.2. Efecto de las plantaciones forestales en la biodiversidad y la importancia de los mamíferos como caso de estudio.	23
1.1.3. Objetivos generales.....	26
1.2. Materiales y Métodos generales.....	27
1.2.1 Área de estudio	27
1.3.2. Diseño de muestreo en el Bosque Atlántico	33
1.2.3. Diseño de muestreo en Campos y Malezales e Iberá	34
1.2.4. Muestreo con cámaras-trampa	34
1.3. Estructura de la tesis	35
Capítulo II. Efecto de la configuración del paisaje forestal en la diversidad y composición del ensamble de mamíferos del Bosque Atlántico.....	38
2.1. Introducción.	38
2.2. Objetivos e hipótesis.....	40
2.3. Materiales y Métodos	41
2.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo.	41
2.3.2. Estimación de las variables independientes.....	42
2.2.3. Análisis estadístico.....	44
2.2. Resultados	48
2.4. Discusión	55
2.4.1. Efecto de las plantaciones forestales.....	55
2.4.2. Efecto de la estructura de la vegetación	56
2.4.3. Efecto de la distancia al bloque de bosque	57

2.4.4. Efecto de la extensión de bosque nativo en el paisaje	58
2.4.5. Efecto del costo de acceso humano.....	58
2.4.6. Principales conclusiones y recomendaciones.....	59
Capítulo III. Efecto de la pérdida y transformación del bosque en el ensamble de mamíferos nativos del Bosque Atlántico.	60
3.1. Introducción	60
3.2. Objetivos e hipótesis.....	64
3.3. Materiales y Métodos	64
3.3.1. Área de estudio	64
3.2.2. Diseño de muestreo	66
3.3.3. Delimitación de los fragmentos	70
3.3.4. Estimación de las variables independientes.....	73
3.3.5. Análisis estadístico.....	78
3.4. Resultados	82
3.5. Discusión	92
3.4.1. Efecto de la configuración del paisaje: efecto del área, aislamiento y efecto borde	93
3.4.2. Efecto de la cantidad de hábitat.....	94
3.4.3. Efecto de la calidad del ambiente: efecto de la matriz y otras presiones antrópicas	95
3.4.4. Características de los corredores.....	97
3.4.5. Conclusiones finales y recomendaciones.....	98
Capítulo IV. Efecto de la configuración del paisaje forestal en la diversidad y composición de los ensambles de mamíferos de pastizal y bosque de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá.	100
4.1. Introducción	100
4.2. Objetivos e Hipótesis.....	103
4.3. Materiales y Métodos	104
4.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo	104
4.3.2. Estimación de las variables independientes.....	105
4.3.3. Análisis estadístico.....	111
4.4. Resultados	116
4.5. Discusión	127
4.5.1. Diferencias entre ambientes y efecto de las plantaciones forestales	127

4.5.2. Efecto de la ganadería.....	129
4.5.3. Efecto de la estructura de la vegetación	130
4.5.4. Efecto de la extensión de cada tipo de ambiente en el paisaje	131
4.5.5. Efecto del costo de acceso humano.....	133
4.5.6. Principales conclusiones y recomendaciones.....	133
Capítulo V. Efecto del manejo forestal en la composición y abundancias relativas de los ensambles de mamíferos de bosque y de pastizal.....	135
5.1. Introducción	135
5.2. Objetivos e Hipótesis.....	137
5.3. Materiales y Métodos	138
5.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo	138
5.3.2. Estimación de las variables independientes.....	142
5.3.3. Análisis estadístico.....	145
5.4. Resultados	149
5.5. Discusión	157
5.5.1. Efecto del manejo forestal en el ensamble de mamíferos del Bosque Atlántico	157
5.5.2. Efecto del manejo forestal en el ensamble de mamíferos de los bosques de Campos y Malezales e Iberá	160
5.5.3. Efecto del manejo forestal en el ensamble de mamíferos de los pastizales de Campos y Malezales e Iberá	163
5.5.4. Principales recomendaciones de manejo forestal	164
Capítulo VI. Efecto diferencial de las plantaciones forestales en regiones de pastizales y bosques.	167
6.1. Introducción	167
6.2. Objetivos e hipótesis.....	168
6.3. Materiales y Métodos	170
6.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo.....	170
6.3.2. Análisis estadístico.....	171
6.4. Resultados y discusión	173
6.4. Conclusiones finales	179
Capítulo VII. Conclusiones generales: efecto de las plantaciones forestales en el Bosque Atlántico y en Campos y Malezales e Iberá.	182
7.1. Efectos de las configuraciones de los paisajes forestales	182

7.2. Efectos del manejo de las plantaciones forestales a escala de rodal.....	186
7.3. Efecto regional del efecto del reemplazo de ambientes naturales de pastizal y bosque por plantaciones forestales.	189
7.4. Recomendaciones finales.....	192
Capítulo VIII. Bibliografía	197
Capítulo IX. Apéndices	228
9.1. Tablas de los apéndices.....	228
9.2. Figuras de los apéndices.....	255

Lista de Tablas

Tabla 2. 1. Número total de especies y número promedio de especies por estación de mamíferos observados en los tres ambientes del Bosque Atlántico, Misiones, Argentina.	49
Tabla 2. 2. Variables que afectan la riqueza de mamíferos por estación (por día) en el Bosque Atlántico de Misiones, Argentina.	49
Tabla 2. 3. Comparación entre estaciones de los valores CqN del ensamble de mamíferos (PERMANOVA) entre las 181 estaciones trampa de cámara distribuidas en tres ambientes (bosque continuo, fragmentos de bosque, plantación forestal) del Bosque Atlántico de la provincia de Misiones.	52
Tabla 3. 1. Grupos de hipótesis generales y particulares puestas a prueba sobre los cambios en riqueza y composición de los mamíferos nativos presentes en los remanentes de bosque nativo en el norte de la provincia de Misiones.	64
Tabla 3. 2. Hipótesis puestas a prueba en los modelos utilizando los registros de mamíferos de los fragmentos, de los corredores y de todos los remanentes de bosque en donde fue instalada una cámara-trampa.	72
Tabla 3. 3. Número total de especies y número promedio de especies por estación de mamíferos observados en bosque continuo, fragmentos, corredores y en todos los remanentes de bosque en el Bosque Atlántico, Misiones, Argentina.	82
Tabla 3. 4. Modelos que mejor representaron las hipótesis de configuración del paisaje y de cantidad de hábitat y que tuvieron mayor efecto en la variación en la riqueza y en las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos en los fragmentos con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones.	84
Tabla 3. 5. Efecto del porcentaje de bosque en un radio de 500 m alrededor de cada estación en las diferencias en la composición de especies dominantes de mamíferos en los fragmentos con respecto al bloque continuo de Bosque Atlántico.	85
Tabla 3. 6. Modelos que mejor representaron las hipótesis de “ancho” y “largo” de los corredores y que explicaron la variación en la riqueza y las diferencias en la composición y abundancias relativas de especies de mamíferos en los corredores con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones.	86
Tabla 3. 7. Efecto de la distancia a los fragmentos de más de 10.000ha (“largo”) en la riqueza por estación (por día) de mamíferos de los corredores del Bosque Atlántico.	87
Tabla 3. 8. Modelos que mejor representaron las hipótesis de calidad del ambiente y configuración del paisaje y que explicaron la variación en la riqueza y las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos en todos los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones.	88
Tabla 3. 9. Variables que afectan a la riqueza por estación y a las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos en los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico.	89

Tabla 4. 1. Número total de especies y número promedio de especies por estación de mamíferos observados en los tres ambientes de los Campos y Malezales e Iberá.....	118
Tabla 4. 2. Variables que afectan la riqueza de mamíferos por estación (por día) en los Campos y Malezales e Iberá.	119
Tabla 4. 3. Comparación entre estaciones de los valores CqN del ensamble de mamíferos (PERMANOVA) entre 224 estaciones trampa de cámara distribuidas en tres ambientes (bosque, pastizal, plantación forestal) en los Campos y Malezales e Iberá.....	122
Tabla 4. 4. Comparación entre estaciones de los valores CqN del ensamble de mamíferos (PERMANOVA) entre las estaciones trampa de cámara distribuidas en tres ambientes (bosque, pastizal, plantación forestal) y en tres zonas (bloques A, B+D y C) de los Campos y Malezales e Iberá.....	123
Tabla 5. 1. Valores de la media, mediana y desvío estándar de la edad y densidad del rodal de pino al momento de la instalación de la cámara-trampa para las dos áreas de estudio.	142
Tabla 5. 2. Variables independientes utilizadas en los modelos lineales para evaluar su efecto en la similitud de especies con respecto a los ambientes nativos de cada área de estudio.	147
Tabla 5. 3. Variables que afectan las diferencias en la composición de mamíferos dominantes de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con respecto al bosque continuo (comunidad de referencia).	152
Tabla 5. 4. Comparación entre el mejor modelo que explicó las diferencias en la composición de especies dominantes de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con respecto al bosque continuo y el mismo modelo reemplazando la variable de la edad del rodal con la variable del número de toques de vegetación en una varilla vertical de 4m.	154
Tabla 5. 5. Variables que afectan las diferencias en la composición de mamíferos dominantes de las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá con respecto al bosque nativo (comunidad de referencia)..	155
Tabla 6. 1. Modelos que explican el efecto del tipo de ambiente nativo y de la ecorregión donde estaba ubicada la plantación forestal (Bosque Atlántico y Campos y Malezales y Esteros del Iberá) en la diferencia en la composición de especies dominantes entre la plantación forestal y cada comunidad de referencia.	178
Tabla 6. 2. Valores promedio, con su error estándar y sus intervalos de confianza del 95% de las distancias euclidianas entre la ubicación en el bi-plot del NMDS de cada estación de plantación forestal y el centroide de cada ambiente nativo que representan las diferencias en la composición de especies dominantes.....	178

Lista de Figuras

Figura 1. 1. Mapa de la distribución original y los remanentes actuales del Bosque Atlántico.....	29
Figura 1. 2. Localización del área de estudio y estaciones de cámaras trampa del Bosque Atlántico en el norte de la provincia de Misiones.....	30
Figura 1. 3. Mapa de distribución de la ecorregión de los Esteros del Iberá y de la región fitogeográfica de los pastizales del Río de la Plata que incluye la ecorregión de los Campos y Malezales.....	32
Figura 1. 4. Localización del área de estudio y estaciones de cámaras trampa de los Campos y Malezales e Iberá en el norte de la provincia de Corrientes y sur de Misiones..	33
Figura 2. 1. Promedio de las tasas de captura estimado para cada especie en las estaciones de cámara-trampa ubicadas en cada ambiente del Bosque Atlántico, Misiones, Argentina.	49
Figura 2. 2. Representación del mejor modelo de riqueza de mamíferos por estación: el número de especies en relación a la distancia (en unidades de costo, 1 unidad de costo \approx 1 km lineal dentro del bosque) al borde del bloque de bosque nativo en los tres ambientes del Bosque Atlántico, Misiones, Argentina.....	50
Figura 2. 3. Diversidad alfa (${}^qD_\alpha$) en la cobertura mínima en el bosque continuo, en fragmentos de bosque nativo y en plantaciones de mamíferos del Bosque Atlántico.....	51
Figura 2. 4. Diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies (1-CqN) de mamíferos entre los tres ambientes (bosque continuo, fragmentos de bosque, y plantaciones de árboles) para todas las especies ($q = 0$), especies comunes ($q = 1$) y especies muy abundantes/dominantes ($q = 2$).	51
Figura 2. 5. Escalamiento no métrico multidimensional “non-metric multidimensional scaling” (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de similitud para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en el Bosque Atlántico.	53
Figura 2. 6. RDA realizado con las tasas de captura de las especies de mamíferos del Bosque Atlántico y las variables 1-4..	54
Figura 3. 1. Mapa del área de estudio ubicada en el norte de la provincia de Misiones. En el mapa se remarcan los remanentes de bosque que quedaron delimitados como “fragmentos” y se delinear con colores todos aquellos que tuvieron tamaños superiores a 1000 ha.....	65
Figura 3. 2. Distribución del tamaño de los fragmentos delimitados en el área de estudio y relevados con al menos una cámara-trampa.	72
Figura 3. 3. Bi-plot del NMDS generado con las tasas de captura de mamíferos de las 53 estaciones de bosque continuo y las 57 estaciones en remanentes de bosque que se utilizó para medir las diferencias en composición y abundancias relativas de las especies con respecto al centroide del bosque continuo.....	83

Figura 3. 4. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición de mamíferos dominantes de todos los fragmentos: las diferencias en composición con respecto al bosque continuo en función del porcentaje de bosque en un radio de 500m alrededor de cada estación.	85
Figura 3. 5. Representación del mejor modelo que explica la variación en la riqueza de mamíferos de los corredores: el número de especies por estación en función de la distancia (en unidades de costo, 1 unidad de costo \approx 1 km lineal dentro del bosque) al borde del fragmento \geq 10.000ha más cercano (“largo del corredor”).	87
Figura 3. 6. Mapa con los valores predichos de riqueza de mamíferos en todos los remanentes de bosque según el promedio de los mejores modelos que incluyeron el % de bosque en un radio de 500m, el costo de acceso humano y la distancia a los fragmentos superiores a 10.000ha.	90
Figura 3. 7. Diferencias en la riqueza por estación de mamíferos entre los remanentes de bosque que fueron clasificados como “fragmentos” (que tienen un área núcleo) y los denominados “corredores” (que están compuestos en un 100% por borde).	91
Figura 3. 8. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición de mamíferos dominantes de los remanentes de bosque: las diferencias en composición con respecto al bosque continuo en función del logaritmo del Índice de Permeabilidad de la Ambiente (IPA) para cada estación.	91
Figura 3. 9. Mapa con los valores predichos para las diferencias en la composición de especies dominantes para todos los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo según el mejor modelo que incluye el Índice de la Permeabilidad de la Ambiente (IPA).....	92

Figura 4. 1. Mapas de los 4 bloques (A-D) del área de estudio con la localización de las estaciones diferenciadas para cada tipo de ambiente de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá.	108
Figura 4. 2. Tasa de captura media obtenidas para cada especie en las estaciones de cámara-trampa ubicadas en cada ambiente en los Campos y Malezales e Iberá.	117
Figura 4. 3. Efecto del tipo de ambiente en la riqueza de mamíferos promedio por estación en las cuatro regiones (bloques A-D) de los Campos y Malezales e Iberá.....	118
Figura 4. 4. Diversidad alfa ($qD\alpha$) de mamíferos al valor mínimo de cobertura en los bosques, pastizales y plantaciones de los Campos y Malezales e Iberá.	120
Figura 4. 5. Diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies (1-CqN) de mamíferos entre los tres ambientes (bosque, pastizal y plantación forestal) para todas las especies ($q = 0$), especies comunes ($q = 1$) y especies muy abundantes/dominantes ($q = 2$).....	120
Figura 4. 6. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de similitud para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en los Campos y Malezales e Iberá.....	124
Figura 4. 7. RDA realizado con las tasas de captura de las especies de mamíferos de los Campos y Malezales e Iberá y las variables 1-5.....	126

Figura 5. 1. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de Morista-Horn para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en el bosque continuo y plantaciones de pinos en el Bosque Atlántico del norte de Misiones.....	149
Figura 5. 2. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de Morista-Horn para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en bosque nativo y plantaciones de pinos en los Campos y Malezales e Iberá. ...	150
Figura 5. 3. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de Morista-Horn para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en pastizal y plantación de pinos en los Campos y Malezales e Iberá.....	151
Figura 5. 4. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición de mamíferos de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico: las diferencias en la composición de especies dominantes con respecto al bosque continuo en función del costo de acceso humano y de la edad del rodal.	153
Figura 5. 5. Representación del modelo que explica la variación en el número de toques de vegetación en una varilla vertical de 4m de altura en las plantaciones forestales del Bosque Atlántico en función de la edad del rodal.....	153
Figura 5. 6. Representación del modelo que explica las diferencias en la composición de especies dominantes de mamíferos de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con respecto al bosque continuo en función del número de toques de la vegetación en una varilla vertical de 4m de altura.....	154
Figura 5. 7. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición de mamíferos de las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá: las diferencias en la composición de especies dominantes con respecto al bosque nativo en función de la densidad y edad del rodal y de la carga ganadera.	156
Figura 6. 1. Valores estimados para los índices de similitud de especies a partir de CqN de mamíferos entre los distintos ambientes presentes en el Bosque Atlántico y en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá.....	175
Figura 6. 2. Bi-plot del NMDS generado con las tasas de captura de mamíferos de las estaciones de bosque nativo, pastizal y plantación de pinos de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá y bosque continuo, fragmentos de bosque y plantaciones de pino del Bosque Atlántico que se utilizó para medir las diferencias en composición de especies dominantes con respecto a los centroides de los ambientes naturales.....	176
Figura 6. 3. Efecto del tipo de ambiente nativo con el que fue contrastado cada estación de plantación forestal en las diferencias en la composición de especies dominantes en cada ecorregión donde estaba ubicada la plantación forestal (Bosque Atlántico y Campos y Malezales y Esteros del Iberá).	179

Capítulo I. Efecto de las plantaciones forestales en la biodiversidad: Los paisajes productivos del Bosque Atlántico y los Campos y Malezales e Iberá como caso de estudio.

1.1. Introducción general.

1.1.1. Transformación de los ambientes originales y sus efectos en las comunidades biológicas

La intensificación de las actividades productivas ha acelerado el proceso de pérdida y fragmentación de los ambientes naturales debido a su conversión a tierras destinadas a la agricultura u otras actividades antrópicas, convirtiéndose en una de las causas más importantes de la pérdida de biodiversidad (Haddad et al. 2015; Sanderson et al. 2002). A través de estos procesos, los ambientes naturales originales se distribuyen en parches o fragmentos de menor tamaño, separados por una matriz alterada (Bennett y Saunders, 2010; Wilcove et al., 1986). Estos cambios provocados por los humanos en el ambiente tienen generalmente efectos negativos tanto en las poblaciones de determinadas especies como en la diversidad de los ensambles (August et al., 2002; de Lima et al., 2012; Flynn et al., 2009; Foley et al., 2005; Horak et al., 2013). Sin embargo, las respuestas pueden variar dependiendo la región y el taxón bajo estudio (Barlow et al., 2007; Corbelli et al., 2015; Gibson et al., 2011) y el grado de perturbación que produce el ambiente antrópico (Tuck et al., 2014). Incluso, los mecanismos que determinan la formación de nuevos ensambles siguen siendo explorados en la actualidad (Kraft et al., 2015; Maire et al., 2012; Wearn et al., 2018), ya que los cambios en la composición de especies en los gradientes de intensidad de uso de la tierra no parecen tener una dirección predecible (Dormann et al., 2007; Newbold et al., 2016).

La Teoría de Biogeografía de Islas es un modelo que predice el número de especies de una isla en función de su área y la distancia de la misma al continente (su aislamiento) que funciona como la principal fuente de especies (Mac Arthur y Wilson, 1967). Esta teoría se extendió de los archipiélagos insulares a los sistemas terrestres de parches de vegetación, donde el aislamiento es ahora el resultado de la pérdida de hábitat (Fahrig, 2003; Haila, 2002). Una de las aproximaciones a la teoría de “metapoblaciones” predice que las poblaciones presentes en las grandes áreas (“continentes”) tienen menor probabilidad de extinción y que la emigración de individuos a los pequeños parches complementa sus pequeñas poblaciones y permite la recolonización de éstos en caso de que existan extinciones locales (Hanski y Gilpin, 1991). Basándose en estas teorías, es esperable que

en los paisajes productivos la pérdida de especies nativas esté influenciada por el tamaño de los parches remanentes del ambiente original y su aislamiento (Bennett et al., 2006; Bennett y Saunders, 2010; Gibson et al., 2013), y por la capacidad de dispersión de las especies (Gravel et al., 2006; Hubbell, 2001; Mayfield et al., 2009). A su vez, los grandes fragmentos de ambientes nativos podrían funcionar como fuentes poblacionales de muchas especies (Bennett y Saunders, 2010; Lindenmayer et al., 2008b; Lindenmayer y Fischer, 2006), provocando que la presencia de algunas especies en el paisaje y la riqueza de los ensamblajes decaiga con la distancia a estas fuentes (e.g. Edwards et al., 2010; Sunarto et al., 2012).

Otro de los factores asociado a la fragmentación es el aumento de la proporción de ambientes de borde en el paisaje. La cercanía al borde (el punto de transición entre dos ambientes estructuralmente distintos), tiene asociado varios fenómenos tanto físicos (ej.: cambios en la temperatura y luz) como biológicos (ej.: dispersión de semillas), que traen como consecuencia cambios en la flora y fauna (Laurance et al., 2007, 2002). Por ejemplo, un incremento en la cantidad de borde aumenta la probabilidad de acceso de animales domésticos y otros depredadores invasores y competidores en fragmentos, resultando en una reorganización de los ensamblajes nativos (Bennett y Saunders, 2010).

El enfoque clásico de la Teoría de Biogeografía de Islas considera únicamente a las “islas” o parches de ambientes nativos como hábitats y al “mar” o la matriz productiva como un ambiente homogéneo e inhóspito (Haila, 2002). Sin embargo, en la mayoría de los sistemas terrestres, el paisaje cuenta con una matriz que no necesariamente es una barrera para el movimiento de los individuos o que incluso puede ser hábitat adecuado para algunas especies de la fauna nativa (Fischer y Lindenmayer, 2007; Laurance, 2008). El grado de permeabilidad de esta matriz va a depender de varios factores, entre ellos, el tipo y la intensificación de la producción y las características de los ambientes y de las especies nativas que componen el conjunto regional.

El reemplazo de los ambientes naturales por usos de la tierra productivos puede provocar tanto que algunas especies amplíen sus áreas de distribución geográfica, aumentando la similitud de los ensamblajes de especies entre sitios distantes, fenómeno conocido como homogeneización biótica, o bien que algunas especies perciban el nuevo ambiente como una barrera y sufran reducciones en su área de distribución o incluso se extingan localmente (Mckinney y Lockwood, 1999; Olden y Poff, 2003). La pérdida de especies

especialistas y/o raras puede producir una homogeneización de los ambientes productivos de distintas regiones debido a la gran similitud de sus ensambles, que consisten principalmente en especies generalistas, mientras que la limitación en la recolonización de las comunidades locales como consecuencia de la fragmentación puede derivar en una diferenciación biótica con respecto al ambiente original (Dormann et al., 2007).

Existen varias condiciones que motivan la ocurrencia de determinadas especies en un ambiente recientemente modificado: la capacidad de dispersión de los organismos, las condiciones abióticas del lugar (clima, suelo, etc.), los factores bióticos (interacción con otras especies, presencia de presas, depredadores, etc.), el potencial evolutivo de la especie para adaptarse a nuevas condiciones, entre otros (Cornwell et al., 2006; Leibold et al., 2004; Soberón, 2007; Soberón and Peterson, 2005). Cuando la dispersión no es una limitación, la composición de los ensambles estará determinada entonces por la capacidad de las distintas especies para establecerse en el nuevo ambiente. Cuando el establecimiento de las especies está determinado por la relación entre los organismos y las condiciones ambientales abióticas, el proceso de formación de ensambles es denominado “filtrado ambiental”, en donde el ambiente es visto como una fuerza selectiva de especies, eliminando aquellas que no pueden tolerar las condiciones de un lugar en particular (Cornwell et al., 2006; Kraft et al., 2015; Pavoine et al., 2011). Cuando el establecimiento de las especies también está determinado por las capacidades competitivas de las especies y las relaciones interespecíficas, el proceso se conoce como teoría de diferenciación de nicho (o de “species-sorting” según el enfoque de metacomunidades, Leibold et al., 2004) ya que cada especie persiste porque localmente es competitivamente superior en función de un nicho definido por su entorno biótico y abiótico (Chave, 2004; Nekola y White, 1999). Si bien cada teoría predice una formación de ensambles distinta (convergencia en los rasgos funcionales de las especies en el filtrado ambiental y divergencia en la teoría de diferenciación de nicho), para ambas teorías es esperable que la similitud de la fauna de dos ambientes dependa de la similitud en sus condiciones ambientales (bióticas y/o abióticas), ya que al aumentar esta última existirá un mayor número de especies compartidas (Gilbert y Lechowicz, 2004; Nekola y White, 1999; Soininen et al., 2007; Tuomisto et al., 2003).

Sin embargo, es probable que la formación de los ensamblajes esté determinada por una combinación de todos los factores antes mencionados (Gilbert y Lechowicz, 2004; Helmus et al., 2007; Maire et al., 2012; Nekola y White, 1999). Por ejemplo, un ambiente transformado puede ser hostil (ej.: con alta abundancia de un competidor) y de baja calidad (ej.: con recursos limitados) para especies de mamíferos no voladores especialistas y pequeñas, cuya dispersión puede verse aún más limitada debido al aislamiento de los parches remanentes de ambiente natural producto de la fragmentación y pérdida de hábitat. Por el contrario, las especies generalistas y de mayor tamaño corporal pueden utilizar estos ambientes transformados como fuentes de alimento y refugio, o pueden atravesarlos en búsqueda de áreas de hábitat natural, lo que les permite mantener poblaciones viables en un paisaje transformado (Gehring y Swihart, 2003; Lantschner et al., 2012; Pardini et al., 2010, 2009; Umetsu y Pardini, 2007; Wearn et al., 2018).

Uno de los debates que se deriva de la creciente pérdida de áreas naturales debido a su conversión a otros ambientes productivos es sobre cómo se debería producir o explotar la tierra para provocar el menor impacto sobre la biodiversidad (Green, 2005). Hay autores que sugieren que la mejor forma de conservar la biodiversidad es intensificando la agricultura para incrementar la productividad por unidad de área, lo que permitiría preservar grandes extensiones de ambiente nativo, por ejemplo bajo un sistema de reservas o áreas protegidas (idea de "land sparing"; Ewers et al., 2009; Green, 2005; Phalan et al., 2011a, 2011b). Una postura opuesta asegura que la agricultura diversa, agroecológica y de bajo impacto puede mantener la biodiversidad a nivel de todo el paisaje ("land sharing"; Clough et al., 2011; Harvey et al., 2008; Perfecto and Vandermeer, 2010, 2008, 2002). Es probable que una combinación de ambas estrategias produzca los mejores resultados en términos de conservación de la biodiversidad (Kremen, 2015), aunque todavía se necesitan trabajos que estudien el efecto de los factores ambientales a escala de sitio (por ejemplo, el efecto del manejo de los cultivos) y de paisaje (ej. la existencia de áreas protegidas extensas o la proporción del ambiente original en el paisaje) en forma conjunta para poder desarrollar estrategias para la conservación de la biodiversidad (Bennett et al., 2006; Lindenmayer et al., 2008b; Lindenmayer y Fischer, 2006) basadas en un adecuado ordenamiento territorial y manejo de los sistemas productivos (Gardner et al., 2009).

1.1.2. Efecto de las plantaciones forestales en la biodiversidad y la importancia de los mamíferos como caso de estudio.

Las plantaciones forestales con especies exóticas a escala industrial y con prácticas silviculturales intensivas pueden tener fuertes efectos regionales y locales sobre la biodiversidad (Koh y Gardner, 2010). Sus efectos negativos se intensifican en ambientes tropicales y subtropicales húmedos, y con suelos ricos en nutrientes, que facilitan el crecimiento arbóreo y reducen los turnos de cosecha aumentando la frecuencia de suelos desnudos (Wadsworth, 2000). Una percepción común de las plantaciones forestales es que son “desiertos verdes” que no proporcionan hábitat para las especies nativas (Brockhoff et al., 2008). Sin embargo, las plantaciones forestales pueden proporcionar hábitat o servir como corredores para varios grupos ecológicos (Bremer y Farley, 2010; Brockhoff et al., 2005; Fonseca et al., 2009; Lindenmayer y Hobbs, 2004; Pietrek y Branch, 2011; Simonetti, 2006). Si bien las plantaciones forestales suelen tener menos diversidad y complejidad de hábitat que los bosques nativos, las mismas presentan mayor biodiversidad si se las compara con otros usos de la tierra intensivos como la agricultura industrial o la ganadería (Bremer y Farley, 2010; Felton et al., 2010; Giménez Gómez et al., 2018). Por tal motivo, muchos científicos consideran que las plantaciones forestales son el “menor de los males” (“the lesser evil”, Brockhoff et al. 2008). Sin embargo, esta consideración es relativa al paisaje natural y biodiversidad de cada región, ya que por ejemplo se ha observado que en ambientes de pastizal las plantaciones forestales pueden sostener menos diversidad de especies nativas que otros usos del suelo alternativos (Fillooy et al., 2010).

La expansión de las plantaciones forestales producto de la creciente demanda de mercados globales de madera y papel (Brockhoff et al., 2013; Masiero et al., 2015), sumado a incentivos por parte de los gobiernos mediante subsidios a esta actividad (Izquierdo et al., 2008), genera preocupación sobre sus posibles impactos en el medio ambiente. Si bien algunos impactos de estas plantaciones son conocidos, es poco lo que se conoce sobre el efecto de algunas prácticas forestales sobre la biodiversidad y las respuestas pueden variar dependiendo del contexto de paisaje y regional y del taxón bajo estudio (Barlow et al., 2007; Corbelli et al., 2015; Filloy et al., 2010). En particular, es relativamente poco lo que se conoce sobre los efectos de las plantaciones forestales en la diversidad de ensambles de mamíferos terrestres (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Escobar et al., 2015; Lantschner et al., 2011; Moreira-arce et al., 2015; Moreira-Arce et al., 2016;

Simonetti et al., 2013; Timo et al., 2014). Dependiendo del bioma original y la configuración espacial de los elementos del paisaje, las plantaciones forestales pueden afectar negativamente a algunas especies de la fauna nativa o favorecer a las mismas, sirviendo de hábitat o corredor (Fonseca et al., 2009; Lindenmayer y Hobbs, 2004). Las características de las plantaciones que rodean los remanentes del ambiente original, como su complejidad estructural y su similitud con éste, determinan que la misma funcione o no como hábitat y/o que facilite o no la conectividad efectiva de las poblaciones de la fauna y la flora entre los fragmentos (Baum et al., 2004; Kupfer et al., 2006; Lantschner et al., 2012).

El potencial impacto de la producción forestal sobre el ambiente es especialmente preocupante en áreas reconocidas por su biodiversidad sobresaliente y con presencia de especies amenazadas, como son las eco-regiones del Bosque Atlántico, amenazada a nivel mundial (Di Bitetti et al., 2003; Myers et al., 2000), y las de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá del noreste de Argentina, donde las plantaciones forestales ocupan un área relativamente importante y siguen expandiéndose (Viglizzo et al., 2005). Las provincias de Corrientes y Misiones abarcan la mayor superficie de bosques implantados de Argentina (880.000 ha aproximadamente según el inventario de plantaciones forestales de 2015), produciendo conjuntamente el 70% de la madera comercializable (Ministerio de Agroindustria, 2018). En estas regiones existen algunos trabajos sobre el efecto de las plantaciones forestales sobre la diversidad de los ensambles de otros grupos taxonómicos (aves, Filloy et al., 2010; Zurita et al., 2006; hormigas, Corbelli et al., 2015; Santoandré, 2017; arañas, Munévar et al., 2018; anuros, Gangenova et al., 2018; escarabajos, Giménez Gómez et al., 2018; Gómez-Cifuentes et al., 2017) o sobre las poblaciones de algunas especies de mamíferos (roedores, García, 2018; pequeños y grandes felinos, Cruz et al., 2018; Paviolo et al., 2018).

Existen algunos estándares internacionales que regulan las prácticas de manejo forestal para promover, entre otras cosas, la conservación de la biodiversidad y la persistencia de especies amenazadas de extinción. Incluso los elementos naturales dentro del paisaje productivo son también regulados por legislación provincial (Ley Provincial XVI N°53 de Fajas Ecológicas y Bosques Protectores y la Ley XVI N° 105/2010 de ordenamiento territorial de bosques de la provincia de Misiones; Ley Provincial N°5174/1997 de Creación del Régimen de Preservación y Conservación de los Bosques Nativos y la Ley

N°5974/2010 de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia de Corrientes), y nacional (Ley 25.080 de Promoción Forestal y Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección de Bosques Nativos). Los esquemas de certificación forestal, como el Forest Stewardship Council (FSC), facilitan la aceptación social de las plantaciones forestales, ya que promueven que las empresas incorporen un manejo del paisaje productivo que minimice los impactos negativos sobre el ambiente y que las plantaciones sean implementadas bajo un contexto amplio de planificación de uso de la tierra. Sin embargo, la definición de estándares regionales requiere de un conocimiento de los efectos de las prácticas forestales locales sobre la biodiversidad y existen escasas evaluaciones detalladas de la eficacia de los elementos naturales remanentes en los paisajes productivos para mantener la biodiversidad regional o facilitar la conectividad de las poblaciones en el Bosque Atlántico y los Campos y Malezales (Bauni, 2011; De Angelo et al., 2013; Homberg, 2009; Jaramillo, 2013; Martínez Pardo et al., 2017).

Además del efecto que pueden provocar las distintas prácticas de manejo de las plantaciones forestales y del paisaje productivo en la conservación de la fauna, existen otras presiones antrópicas asociadas a la transformación del paisaje. Por ejemplo, las carreteras asociadas a la implementación y manejo de las plantaciones, facilitan el acceso de gente a zonas anteriormente remotas, lo que a su vez puede provocar un aumento de las actividades extractivas, como la cacería. Tanto en Misiones como en Corrientes, la caza de animales es una actividad muy practicada y, a pesar de estar prohibida por ley, es una actividad muy arraigada culturalmente (Giraud and Abramson, 2000). La caza furtiva puede tener fuertes efectos en la abundancia de algunas especies en particular (generalmente son más afectados los grandes mamíferos, como los ungulados y los depredadores tope), causando cambios en la composición de los ensamblajes de mamíferos (Bogoni et al., 2018; Jerolimski y Peres, 2003; Paviolo et al., 2009) y provocando impactos en los procesos ecológicos a través de la regulación de arriba hacia abajo (Estes et al., 2011; Peres y Palacios, 2007). Además de la cacería, las actividades productivas en general están asociadas a la presencia de gente y de animales domésticos viviendo o circulando en los campos y que pueden también influir en la ocurrencia de algunas especies nativas (Lessa et al., 2016; Massara et al., 2018; Zapata-Ríos y Branch, 2018). El efecto de la cacería y las presiones antrópicas asociadas a la matriz productiva pueden verse reflejados en un efecto de borde, ya que el riesgo de que un animal sea cazado y/o el

acceso de animales domésticos también suele aumentar en los bordes, dado que son más accesibles (Benítez-López et al., 2017; Paviolo et al., 2009).

Pocos trabajos han realizado análisis que integren aspectos de la configuración del paisaje productivo con los efectos del manejo forestal a escala de rodal (Lantschner et al., 2012; Loeb y O'Keefe, 2006; Luck y Korodaj, 2008). Tanto en Misiones como en Corrientes, el paisaje productivo aún preserva grandes extensiones de los ambientes originales con distinto grado de fragmentación, pudiendo evaluar el efecto que tienen los distintos elementos del paisaje en las comunidades naturales, y permitiendo comparar el efecto diferencial de las plantaciones en ambientes de bosque y de pastizal.

Los mamíferos son un taxón que contiene muchas especies sensibles a las transformaciones del paisaje y que participan de procesos ecológicos clave, como la depredación de otros vertebrados e invertebrados, la herbivoría y la depredación y dispersión de semillas, entre otras (Wright, 2003), por lo cual es importante evaluar los efectos de la transformación del paisaje en sus poblaciones. Ambas regiones presentan una alta diversidad de mamíferos, con presencia de especies amenazadas a nivel global y nacional (ej. yaguararé, *Panthera onca*), y contienen especies generalistas que presentan un amplio nicho ecológico (ej. zorro de monte, *Cerdocyon thous*) y especies especialistas de cada tipo ambiente: de bosque lluvioso (ej. margay, *Leopardus wiedii*; corzuela roja, *Mazama americana*) en el caso de Misiones (Massoia et al., 2006) y de pastizal (ej. venado de las pampas, *Ozotoceros bezoarticus*; gato de los pajonales, *Leopardus colocolo*) o malezal (ej. ciervo de los pantanos, *Blastocerus dichotomus*), en el caso de Corrientes (Fabri et al., 2003). Así, los paisajes productivos de Misiones y Corrientes representan una excelente oportunidad para evaluar y contrastar algunos de los impactos de las plantaciones forestales y sus prácticas de manejo sobre la biodiversidad.

1.1.3. Objetivos generales

Objetivos

El objetivo general de esta tesis fue estudiar cómo la estructura (composición y configuración) de los paisajes de plantaciones forestales afecta la diversidad y la composición de los ensambles de mamíferos terrestres medianos y grandes. De este objetivo general se desprenden los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar el efecto de los distintos elementos del paisaje (grandes remanentes de ambiente original, matriz de plantaciones, fragmentos y corredores de ambiente nativo) y su configuración espacial en el ensamble de mamíferos.
- Estudiar el efecto de la pérdida y fragmentación del bosque nativo en el ensamble de mamíferos del Bosque Atlántico del norte de la provincia de Misiones. Particularmente, evaluar el efecto de las características de los fragmentos de bosque nativo y su entorno en la riqueza, composición y abundancias relativas de mamíferos.
- Evaluar el efecto del manejo forestal en los ensambles de mamíferos nativos de bosques y pastizales. Específicamente, estudiar el efecto de la edad, densidad, estructura del sotobosque y del entorno de los rodales de plantaciones de pinos en la composición y abundancias relativas de los ensambles de mamíferos.
- Comparar el efecto que tienen las plantaciones forestales en el ensamble de mamíferos en dos ambientes nativos contrastantes en su estructura y su biota: el Bosque Atlántico del Norte de Misiones vs. los pastizales y bosques de las ecorregiones de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá en Corrientes y Sur de Misiones.
- Generar recomendaciones de manejo de los paisajes de plantaciones forestales que promuevan la conservación de la biodiversidad.

1.2. Materiales y Métodos generales

1.2.1 Área de estudio

Esta tesis se llevó a cabo en dos grandes regiones del noreste de Argentina que comprenden tres eco-regiones: la eco-región del Bosque Atlántico del Alto Paraná o Selva Paranaense, en el Norte de Misiones; la eco-región de los Campos y Malezales, en el Noreste de Corrientes y Sur de Misiones; y la eco-región de los Esteros del Iberá, en el centro-norte de Corrientes. Las comunidades naturales de pastizales y bosques a estudiar en la eco-región del Iberá y la eco-región de los Campos y Malezales son muy similares entre sí, tanto estructuralmente como en su composición faunística y florística (Carnevali, 2003). Por tal motivo, en Corrientes y Sur de Misiones focalicé el esfuerzo de muestreo en los ambientes originales y las plantaciones de pinos establecidas en ambientes de pastizal, independientemente de si se localizan en la ecorregión de los Campos y Malezales o en la del Iberá.

Bosque Atlántico del Alto Paraná

El Bosque Atlántico es un complejo de ecorregiones que recorre la costa atlántica de Brasil y se extiende hacia el oeste por Paraguay oriental y el noreste de la Argentina, aunque actualmente cuenta con sólo el 11-17% de su cobertura original (Fundación Vida Silvestre Argentina y WWF, 2017; Ribeiro et al., 2009, Figura 1. 1). En su conjunto, el Bosque Atlántico es considerado un hotspot de biodiversidad, pero también es una de las regiones más amenazadas en el mundo (Mittermeier et al., 1998; Myers et al., 2000; Ribeiro et al., 2009). El Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAP) es una de las 15 ecorregiones que conforman el Bosque Atlántico, también llamado Bosque Atlántico Interior (Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003) o Selva Paranaense según su clasificación para la Argentina (Burkart et al., 1999; Cabrera y Willink, 1973; Placci y Di Bitetti, 2005). El BAAP se extiende desde el oeste de la Serra do Mar en Brasil, hasta el este de Paraguay y la provincia de Misiones en Argentina, y es la ecorregión que aún posee los bloques boscosos remanentes más grandes (Fundación Vida Silvestre Argentina y WWF, 2017; Placci y Di Bitetti, 2005). Una de las porciones más grandes de bosque continuo persiste en la provincia de Misiones, Argentina (Fundación Vida Silvestre Argentina y WWF, 2017; Ribeiro et al., 2009), en donde la cobertura boscosa es de más del 50% (Zuleta et al., 2015). En esta provincia, la pérdida de bosques ha sido causada principalmente por su conversión a cultivos y plantaciones extensivas de árboles no nativos para la producción de pasta celulósica (Izquierdo et al., 2008). La región sostiene la mayor diversidad de Argentina en cuanto a flora y fauna (Rodríguez y Silva, 2012), con especies de mamíferos consideradas especialistas de bosques lluviosos, y otras generalistas y que se encuentran en otros bosques del país (De Angelo et al., 2008). También cuenta con varias especies amenazadas como el tapir (*Tapirus terrestris*), el yaguareté o el zorro pitoco (*Speothos venaticus*; Tabla Apéndice 1. 1; Ojeda et al., 2012).

El BAAP presenta un clima subtropical húmedo. Posee estacionalidad térmica, con una media anual que oscila entre los 16 y 22°C. Las precipitaciones se reparten de manera homogénea a lo largo del año, sin una estación seca marcada, variando entre los 1600 y 2000 mm anuales. En los meses de junio a agosto pueden registrarse heladas, especialmente en las zonas más elevadas (Di Bitetti et al., 2003). La vegetación natural está compuesta por un bosque subtropical semi-deciduo con ambientes de selvas altas mixtas, selvas abiertas con sotobosque dominado por bambúes, condición que aumenta

con la explotación forestal y, en menor proporción, bañados de valles aluviales de arroyos internos (Di Bitetti et al., 2003; Srur et al., 2009).



Figura 1. 1. Mapa de la distribución original y los remanentes actuales del Bosque Atlántico.

Área de estudio en el BAAP de Misiones

En Misiones, el área de estudio se ubica en el sector norte de esta provincia, específicamente al norte de la ruta provincial 18, abarcando los departamentos de Iguazú, Eldorado y Gral. Belgrano (un área de aproximadamente 5005 km² centrada en 54.258° O, 25.931° S; Figura 1. 2). Incluye áreas protegidas públicas, como el Parque Nacional Iguazú, el Parque Provincial Uruguái, el Parque Provincial Puerto Península, el Parque Provincial Foerster y la Reserva Natural San Antonio, y privadas, como las varias áreas protegidas que componen el Corredor Biológico Uruguá-í – Foerster y Reserva de Vida Silvestre Uruguá-í que, en su mayoría, conforman el bloque de bosque continuo que totaliza el 42% de la superficie del área de estudio. El oeste del área de estudio está conformado por un paisaje productivo forestal que contiene plantaciones arbóreas, principalmente de pinos (*Pinus taeda*), que abarcan aproximadamente el 20% de la superficie, y bosques protectores y fajas ecológicas (mayoritariamente propiedad de la empresa forestal

Arauco S. A.). Al este del área de estudio se encuentran áreas rurales (municipios de Andresito y San Antonio) con otros tipos de producción agrícola y ganadera que también presentan fragmentos de bosque nativo.

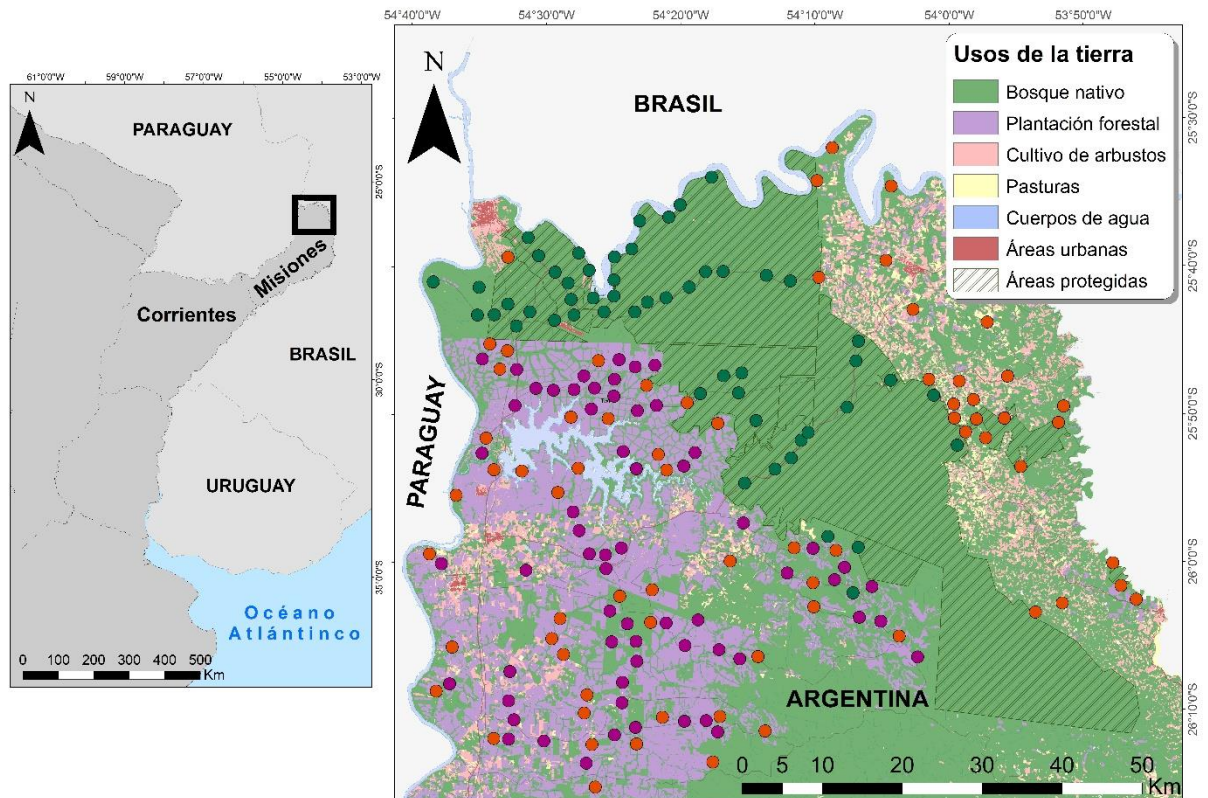


Figura 1. 2. Localización del área de estudio y estaciones de cámaras trampa del Bosque Atlántico en el norte de la provincia de Misiones. Los puntos verdes corresponden a las estaciones de bosque continuo (53), los puntos naranjas a las estaciones ubicadas en remanentes de bosque inmersos en la matriz productiva (69) y los puntos violetas a las estaciones ubicadas en plantaciones de pinos (62).

Campos y Malezales y Esteros del Iberá

La ecorregión de los Campos y Malezales, como es llamada en la Argentina, se corresponde con la ecorregión de sabanas y praderas inundables denominada globalmente como las Sabanas Mesopotámicas del Cono Sur (<https://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0909>). Esta gran ecorregión consiste en un mosaico de hábitats, incluyendo pastizales estacionalmente húmedos, pantanos o bañados, lagunas, bosques y bosques de galería. Según Burkart (1975), los Campos y Malezales pertenecen a la provincia fitogeográfica de los pastizales del Río de la Plata que se extienden desde Uruguay hasta Río Grande del Sur en Brasil y el este de Argentina en las provincias de Corrientes y Misiones (Paruelo y Piñeiro, 2004; Soriano et al., 1992; Figura 1. 3). Los pastizales del Río de la Plata son parte de la unidad biogeográfica de pastizal y sabana natural más extensa de Sudamérica y una de las más importantes en el

mundo (Bilenca y Miñarro, 2004; Viglizzo et al., 2005). Por otro lado, los Esteros del Iberá, que es reconocido como una ecorregión en Argentina (Neiff y Poi de Neiff, 2005), comprenden un complejo de ecosistemas con predominio de ambientes palustres (esteros y bañados) y es considerada una de las principales fuentes de agua limpia del país debido a su extensión (Cózar et al., 2003; Neiff y Poi de Neiff, 2005). Con la introducción del ganado desde la colonización europea, toda la región se convirtió progresivamente en una de las principales áreas de producción ganadera de Argentina, lo que trajo aparejado la pérdida de gran parte de los pastizales en su forma prístina (Miñarro y Bilenca, 2008). El sobrepastoreo y la utilización del fuego como práctica ganadera es uno de los problemas más comunes en la zona. La agricultura no ha tenido gran desarrollo en esta región, a excepción de algunas zonas que han sido destinadas al cultivo de arroz. Las plantaciones forestales de gran escala, sin embargo, se han expandido en forma rápida en los últimos años y constituyen una de las amenazas más recientes al ambiente original y su biodiversidad (Viglizzo et al., 2005). Entre los mamíferos de estas ecorregiones se destacan especies amenazadas como el aguará guazú (*Chrysocyon brachyurus*), el venado de las pampas y el ciervo de los pantanos (Tabla Apéndice 1. 5; Ojeda et al., 2012).

Los Campos y Malezales y los Esteros del Iberá presentan un clima subtropical húmedo, con temperaturas medias que oscilan entre los 20 y 22°C y con lluvias de alrededor de 1.500 mm anuales (Burkart et al., 1999) con las mayores precipitaciones concentradas en la primavera. Hacia el sur de esta región (centro-este de Corrientes) predomina una sabana subtropical con planicies anegables, bañados, Esteros y pajonales, influenciados por la vegetación de la ecorregión del Espinal. Hacia el noreste (sur de Misiones, norte de Corrientes), los fragmentos de bosque toman un carácter de bosques húmedos con una influencia de la ecorregión del BAAP, donde prevalecen lomas con suelos ácidos de tierra colorada aptos para plantaciones forestales, yerba mate y té (Viglizzo et al., 2005).



Figura 1. 3. Mapa de distribución de la ecorregión de los Esteros del Iberá y de la región fitogeográfica de los pastizales del Río de la Plata que incluye la ecorregión de los Campos y Malezales.

Área de estudio de la ecorregión de Campos y Malezales y Esteros del Iberá

En el Sur de Misiones y Noreste de Corrientes el área de estudio se ubica al norte de la ruta provincial 114 (Corrientes) y al sur de las rutas provinciales 207 y 208 (Misiones), con el extremo oeste de los Esteros del Iberá como límite occidental (Figura 1. 4). Dentro del área de estudio, los pastizales (con y sin ganado) y bañados o humedales abarcan más del 70% de la superficie (53% pastizales y 47% bañados), mientras que las plantaciones forestales ocupan un 8,5% de la misma (Figura 1. 4). Este sector incluye principalmente propiedades privadas pertenecientes a empresas forestales y campos ganaderos que también a veces presentan plantaciones de pino con acceso al ganado y/o sistemas silvopastoriles, plantaciones de yerba mate, té y maíz. La mayoría de los campos aún preservan los mogotes o bosques nativos y los bañados o humedales. El área de estudio también incluye el sector norte de la Reserva Provincial del Iberá que tiene algunas plantaciones forestales y campos dedicados a la ganadería e incluye varias reservas privadas y el Parque Nacional Iberá, aún en formación, que contienen áreas de conservación estricta donde no se realizan actividades forestales ni ganaderas.

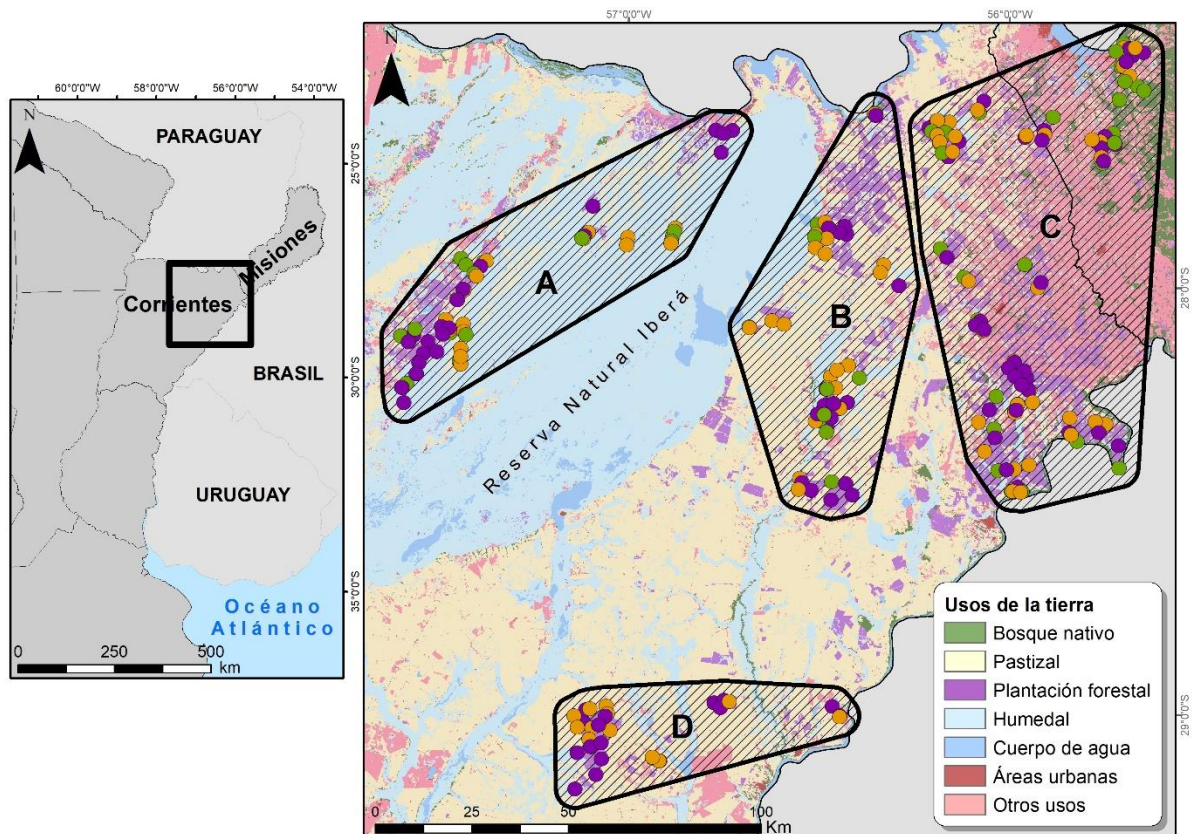


Figura 1. 4. Localización del área de estudio y estaciones de cámaras trampa de los Campos y Malezales e Iberá en el norte de la provincia de Corrientes y sur de Misiones. Los puntos verdes corresponden a las estaciones de bosque nativo (55), los puntos naranjas a las estaciones ubicadas en pastizales (90) y los puntos violetas a las estaciones ubicadas en plantaciones de pinos (93).

1.3.2. Diseño de muestreo en el Bosque Atlántico

En la región del Bosque Atlántico el muestreo con cámaras-trampa se llevó a cabo durante un año y medio (mayo 2014 - diciembre 2015). En el área de estudio establecí 184 estaciones de muestreo que consistieron, cada una, en una cámara-trampa. Las estaciones estuvieron distribuidas con un diseño al azar estratificado (con ciertas restricciones debidas a la accesibilidad a ciertos sitios), distanciadas entre sí por al menos 2km, y dispuestas en tres situaciones principales (que en adelante llamaré “ambientes”): 53 estaciones en bosque nativo continuo, 62 en plantaciones de pino de 4 a 34 años de edad, y 69 en corredores y fragmentos de bosque nativo (Figura 1. 2, Figura Apéndice 1. 1). La selección aleatoria de los sitios de muestreo la realicé mediante un Sistema de Información Geográfico (SIG), desarrollado en el software ArcGIS 10.3, utilizando una grilla de 2x2 km superpuesta al área de estudio. La utilización de la grilla determinó que la distancia mínima entre las estaciones sea de 2 km ya que se seleccionaron al azar las 184 celdas de la grilla que serían muestreadas colocando una estación por celda. Para evitar seleccionar una celda que sea logísticamente inaccesible, la grilla solamente tuvo celdas que estuvieran a <1 km de distancia de un camino vehicular o peatonal. Una vez en

el campo, instalé una cámara-trampa en uno de los ambientes a muestrear, lo más cerca posible al centro de la celda seleccionada previamente. La mayoría de las estaciones fueron ubicadas dentro de áreas protegidas y de la empresa forestal ARAUCO S.A., aunque algunas fueron localizadas en fragmentos de bosque nativo dentro de chacras de pequeños productores.

1.2.3. Diseño de muestreo en Campos y Malezales e Iberá

En la región de Campos y Malezales e Iberá el muestreo se llevó a cabo durante 11 meses (mayo 2016-marzo 2017) durante los cuales establecí 238 estaciones de muestreo que consistieron, cada una, en una cámara-trampa. Las estaciones estuvieron dispuestas en tres ambientes principales, distanciadas entre sí por al menos 2km dentro de cada uno. Instalé 90 estaciones en pastizales naturales, 93 en plantaciones de pino de 1 a 30 años de edad y 55 en bosque nativo (mogotes o bosques ribereños, Figura 1. 4 y Figura Apéndice 1. 2). Aproximadamente la mitad de las estaciones fueron ubicadas en predios con presencia de ganado, incluyendo los sistemas silvopastoriles (ganadería en plantaciones forestales). Debido a la amplitud del área de estudio, dividí la región en cuatro sub-áreas (de ahora en más llamaré “bloques”) que podrían diferir levemente en el tipo de suelo y en características de su vegetación siguiendo un gradiente NE – SO (letras A-D en Figura 1. 4; INTA, 2013; Oyarzabal et al., 2018). En esta área de estudio, la mayoría de las estaciones se ubicaron en múltiples propiedades privadas, tanto en empresas forestales como en campos ganaderos de mediana-gran escala, por lo que tuve algunas limitaciones en el proceso de gestión de los permisos para acceder al terreno. Por tal motivo, no pude realizar una selección aleatoria de los sitios antes de iniciar el muestreo y las estaciones fueron ubicadas de manera balanceada entre bloques y ambientes en las propiedades en las que fui obteniendo permiso. No establecí un mayor número de estaciones en los bosques nativos debido a la baja representación de este tipo de ambiente en el área de estudio (3,5% de la superficie), principalmente en los bloques A, B y D (Figura 1. 4).

1.2.4. Muestreo con cámaras-trampa

Las cámaras-trampa son cámaras fotográficas que se activan con un sensor infrarrojo cuando un animal de sangre caliente pasa delante de las mismas. Son ideales para estudiar mamíferos nocturnos, crípticos o que tienen densidades muy bajas y que, por ello, son difícilmente observados en censos visuales (O’Connell et al., 2011). En ambos muestreos utilicé cámaras Reconyx HC500 dispuestas a aproximadamente 40 cm del

suelo, atadas a un árbol o estaca y alejadas a más de 50 m de una ruta o camino. Las estaciones no estaban cebadas, y las cámaras permanecieron activas durante las 24 hs del día. En el Bosque Atlántico, las cámaras estuvieron configuradas para tomar tres fotografías sucesivas por disparo sin demora entre detecciones y estuvieron activas durante un promedio de 49,8 días (rango: 12 - 123 días), lo que representó un esfuerzo total de 9.171,8 días cámara. En los Campos y Malezales e Iberá, debido al alto número de fotografías de ganado y al alto número de disparos falsos por el movimiento de los pastos y las elevadas temperaturas, las cámaras estuvieron configuradas para tomar diez fotografías sucesivas por disparo con una demora de 30 segundos entre detecciones de manera de disminuir el número de fotografías totales en sitios y horarios con falsos disparos. En este caso, el tiempo promedio de actividad por cámara fue de 44,95 días continuos (rango: 21-67 días) con un esfuerzo total de 10.493,91 días cámara.

Una vez terminado el muestreo en cada región, descargué las fotografías a una computadora portátil. A partir de estos registros fotográficos, que incluyeron la fecha y hora de cada uno, confeccioné una base de datos fotográfica utilizando técnicas de etiquetado de metadatos (especie, sitio, fecha, hora, etc.), utilizando los programas Adobe Bridge y ExifPro 2.1. Para la identificación de especies y etiquetado en cada sitio de estudio, conté con la ayuda de personal con amplia experiencia en las especies de mamíferos de cada región. Las fotografías del muestreo del Bosque Atlántico fueron etiquetadas por Diego Varela (Instituto de Biología Subtropical), y las del muestreo de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá por Sebastián Cirignoli (Asoc. Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico), siguiendo los criterios taxonómicos de Barquez et al. (2006). Con las fotografías obtenidas, estimé el número de registros independientes como el número de fotos de una misma especie que estuvieran espaciadas por un intervalo de al menos una hora. Para todos los análisis, consideré a los registros de pequeños roedores de la subfamilia Sigmodontinae (la mayoría de los ratones de <200 g) como pertenecientes al taxón Sigmodontinos, debido a la dificultad de identificar la mayoría de ellos a nivel de especie.

1.3. Estructura de la tesis

Esta tesis se compone de un capítulo introductorio, cinco capítulos de desarrollo de contenidos, y un capítulo final de cierre y conclusiones. Si bien la tesis cuenta con objetivos generales y con algunas hipótesis y metodologías que son similares entre

capítulos, cada capítulo fue redactado en forma independiente de manera de que cada uno mantenga un formato similar al de una publicación científica. En este primer capítulo he desarrollado el marco teórico bajo el cual está basada esta tesis, describo las principales implicancias que tienen las plantaciones forestales en la biodiversidad, y la información existente sobre las posibles prácticas de manejo que se podrían aplicar en los sistemas forestales para mitigar sus efectos negativos en la fauna. Además, describo los objetivos generales, las áreas de estudio y el diseño de los muestreos realizados con cámaras-trampa.

En el capítulo II estudio los efectos del reemplazo del Bosque Atlántico de la provincia de Misiones por plantaciones de pino y de las características de la matriz en el ensamble de mamíferos terrestres. Para ello, realizo estimaciones de riqueza y diversidad tanto para el bosque nativo continuo como para las plantaciones forestales y los remanentes de bosque nativos inmersos en la matriz productiva, y evalúo el efecto de variables medidas *in situ* (estructura de la vegetación) y variables de paisaje obtenidas a través de un SIG (costo de acceso, la proporción de bosque nativo, la distancia al bosque continuo, etc.).

En el capítulo III estudio el efecto de la pérdida y fragmentación del bosque nativo en el ensamble de mamíferos del Bosque Atlántico de la provincia de Misiones. Para ello, realizo estimaciones de riqueza y cambios en la composición y abundancias relativas de las especies de los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo y evalúo el efecto de las características de los fragmentos y de su entorno.

En el capítulo IV estudio los efectos del reemplazo de los ambientes nativos de la provincia de Corrientes y sur de Misiones por plantaciones de pino y las características del paisaje en el ensamble de mamíferos terrestres nativos de bosque y pastizal. Para ello, realizo estimaciones de riqueza y diversidad en ambientes de pastizal, en los mogotes de bosque nativo y en las plantaciones forestales, y evalúo el efecto de la estructura y cobertura de la vegetación, la carga ganadera y variables de paisaje obtenidas a través de un SIG (costo de acceso, proporción de ambientes nativos y heterogeneidad de ambientes en el entorno).

En el capítulo V estudio los efectos del manejo forestal de las plantaciones de pino en los ensambles de mamíferos nativos de bosques y pastizales en el Bosque Atlántico y en los Campos y Malezales e Iberá. Para ello, evalúo el efecto de la edad, densidad, estructura del

sotobosque y del entorno de los rodales de plantaciones en los cambios en la composición y abundancias relativas de mamíferos.

En el capítulo VI realizo un contraste regional, evaluando la similitud de especies entre las plantaciones de pinos y los ambientes nativos tanto del Bosque Atlántico como de los Campos y Malezales e Iberá. Para ello, realizo una comparación del efecto que tienen las plantaciones forestales en el ensamble de mamíferos en las dos áreas de estudio.

Por último, en el capítulo VII sintetizo los principales hallazgos de esta tesis y, en base a ellos, genero algunas recomendaciones de manejo de los paisajes de plantaciones forestales que podrían promover la conservación de la biodiversidad.

Capítulo II. Efecto de la configuración del paisaje forestal en la diversidad y composición del ensamble de mamíferos del Bosque Atlántico.¹

2.1. Introducción.

Los bosques tropicales y subtropicales conservan una gran parte de la biodiversidad terrestre (Myers et al., 2000). En todo el mundo, estos bosques están siendo reemplazados por monocultivos (Kremen y Miles, 2012), como las plantaciones forestales (Keenan et al., 2015), que simplifican la estructura y composición de la vegetación y provocan la pérdida de gran parte de las especies de la comunidad original (Barlow et al., 2007; Brockerhoff et al., 2008). Por lo tanto, la riqueza de especies es generalmente menor en las plantaciones forestales que en los bosques nativos (Bergner et al., 2015; Lantschner et al., 2011; Zurita et al., 2006), pero la magnitud del impacto varía considerablemente dependiendo la intensidad de manejo y la configuración del paisaje productivo (Brockerhoff et al., 2008, 2003; Lindenmayer y Hobbs, 2004).

Los ensambles de mamíferos nativos de regiones boscosas se ven generalmente afectados negativamente por la sustitución de los bosques por plantaciones comerciales de árboles (Barlow et al., 2007). En particular, las especies especialistas de bosques maduros y con rangos de distribución acotados suelen ser las más afectadas en los paisajes agroforestales (Newbold et al., 2014), mientras que las especies generalistas son las que en general prosperan en los ambientes modificados por el hombre (Estavillo et al., 2013; Gehring y Swihart, 2003; Pardini et al., 2009).

Sin embargo, hay varias características de los paisajes productivos que pueden mitigar los impactos negativos de las plantaciones sobre la biodiversidad. La composición de los ensambles en los distintos componentes del paisaje que fueron modificados por el hombre puede estar influenciada por su similitud ambiental con el ambiente nativo remanente (Dormann et al., 2007; Harrison et al., 1992). Por ejemplo, los rodales forestales pueden convertirse en hábitats alternativos, aunque no óptimos, para las especies nativas a través de prácticas de manejo específicas que promueven el crecimiento del sotobosque y que pueden proporcionar alimento y refugio para algunos

¹ El contenido de este capítulo ha sido mayormente publicado como un artículo cuya cita es: Iezzi, M. E., Cruz, P., Varela, D., De Angelo, C. & Di Bitetti, M. S. 2018. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 242: 216-227. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.049>

mamíferos, manteniendo niveles más altos de biodiversidad (Simonetti et al., 2013; Sullivan et al., 2007; Verschuyt et al., 2011). Sin embargo, las especies nativas que utilizan los rodales productivos como hábitats alternativos o temporales suelen depender de parches de hábitat nativo que sirven como fuentes poblacionales (Lindenmayer y Hobbs, 2004).

Los parches de bosque nativo de gran tamaño son críticos como fuentes poblacionales de muchas especies de mamíferos en los paisajes productivos (Núñez-Regueiro et al., 2015; Yue et al., 2015) por lo que la conservación de grandes áreas de bosque es esencial para la persistencia y resiliencia de los ensamblajes de fauna originales en el paisaje (Bogoni et al., 2018; Brockerhoff et al., 2013; Lindenmayer y Hobbs, 2004). En consecuencia, la riqueza y ocupación de algunas especies disminuye a medida que aumenta la distancia al bosque nativo continuo (Sunarto et al., 2012; Yue et al., 2015) y las abundancias de muchas especies de mamíferos suelen ser mayores en los fragmentos de bosque conectados que en los aislados (e.g., Magioli et al., 2016; Pardini et al., 2005). Por lo tanto, asegurar la conectividad de los remanentes de bosque con las grandes extensiones del ambiente original bien conservado puede constituir un mecanismo importante para la conservación de especies nativas en paisajes productivos.

Además de favorecer a la conectividad del hábitat, los remanentes relativamente pequeños de bosque nativo inmersos en las áreas productivas pueden contribuir a la heterogeneidad del paisaje (Brockerhoff et al., 2013; Lindenmayer et al., 2008b) y pueden tener las condiciones necesarias para la persistencia de especies con bajos requerimientos espaciales, manteniendo así la riqueza y composición de los ensamblajes nativos (e.g., Beca et al., 2017; Felton et al., 2010; Lindenmayer et al., 2008a, 1999; Zurita y Bellocq, 2009). Los parches de vegetación nativa y los bosques ribereños, incluso aquellos relativamente pequeños o estrechos, pueden ser de importancia crítica, ya que podrían ser utilizadas por muchos animales nativos para atravesar áreas productivas (Di Bitetti et al., 2011; Heer et al., 2015; Pietrek y Branch, 2011).

Además del efecto que pueden provocar las distintas prácticas de manejo de las plantaciones forestales y del paisaje productivo en la conservación de la fauna, existen otras presiones antrópicas asociadas a la transformación del paisaje. Por ejemplo, las carreteras asociadas a la implementación y manejo de las plantaciones, facilitan el acceso de gente a zonas anteriormente remotas, lo que a su vez puede provocar un aumento de

las actividades extractivas, como la caza, en bosques anteriormente inaccesibles. La caza furtiva puede tener fuertes efectos en la abundancia de algunas especies en particular (Benítez-López et al., 2017), causando cambios en la composición de los ensambles de mamíferos (Peres y Palacios, 2007). En los bosques tropicales, los grandes mamíferos, como los ungulados y los grandes carnívoros, son las especies más afectadas por la caza furtiva (Di Bitetti et al., 2008; Jerozolimski y Peres, 2003; Paviolo et al., 2009; Peres y Palacios, 2007), y estas son las especies que tienen mayor impacto en los procesos ecológicos y en la biodiversidad a través de la regulación de arriba hacia abajo (Estes et al., 2011).

2.2. Objetivos e hipótesis.

El objetivo general de este capítulo fue estudiar los efectos del reemplazo del Bosque Atlántico de la provincia de Misiones por plantaciones de pino (*Pinus taeda*) en el ensamble de mamíferos terrestres. Los objetivos específicos fueron estudiar el efecto de la estructura del sotobosque, de la distancia al bloque continuo de bosque (posible fuente poblacional de especies nativas), de la proporción de bosque en el entorno y de la cacería, sobre la riqueza y composición de especies. Para ello, puse a prueba las siguientes hipótesis:

- (1) Cuanto mayor es la similitud estructural de los distintos componentes del paisaje productivo forestal con respecto al bosque continuo, mayor es su utilización por los mamíferos nativos especialistas. El Bosque Atlántico tiene una vegetación de sotobosque estructuralmente compleja y una gran diversidad de especies vegetales de las que dependen muchas especies de mamíferos para su protección, búsqueda de alimento, etc. El reemplazo del bosque nativo por plantaciones forestales afecta negativamente a los grupos de mamíferos terrestres debido a la modificación y simplificación del ambiente, entre otras cosas. Esta hipótesis predice que: P₁₁) Las plantaciones forestales tendrán menor diversidad alfa y mayores diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies en comparación con los remanentes de bosques nativos, y en ellas dominarán las especies generalistas. P₁₂) La riqueza de especies disminuirá y la composición y abundancias relativas de las especies cambiará con la reducción en la complejidad estructural y diversidad de la vegetación.
- (2) Las grandes áreas de bosque nativo son las principales fuentes poblacionales de mamíferos nativos, especialmente de especies especialistas de bosque. Esta hipótesis

predice que la riqueza y la similitud de la composición y abundancias relativas de especies disminuirán con la distancia al gran bloque de bosque continuo.

(3) La extensión del bosque nativo en el paisaje es un factor importante que determina la diversidad y composición de los ensambles de mamíferos. Esta hipótesis predice que la riqueza y la similitud con el ensamble original aumenten con la proporción relativa de bosque nativo en el paisaje.

(4) La caza afecta negativamente a los ensambles de mamíferos, especialmente a las poblaciones de especies de grandes herbívoros y a los depredadores tope, los cuales están implicados en cascadas tróficas y liberación de meso-depredadores. Esta hipótesis predice que la inaccesibilidad humana y el nivel de protección estarán positivamente correlacionados con la riqueza de mamíferos y estas variables tendrán un marcado efecto en la composición y abundancias relativas de las especies.

2.3. Materiales y Métodos

2.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo.

Realicé este estudio en la parte norte de la provincia de Misiones, Argentina (Figura 1. 2). El área de estudio abarca gran parte del fragmento continuo más grande del Bosque Atlántico del Alto Paraná, un bosque subtropical semideciduo con una alta diversidad de plantas y animales que todavía contiene el conjunto completo de mamíferos nativos de la región (Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003). En Misiones, las plantaciones monoespecíficas de crecimiento rápido del género no nativo *Pinus* (principalmente *Pinus taeda*), que totalizan 348.305 ha, han reemplazado y fragmentado parcialmente el bosque nativo originalmente continuo (Ministerio de Agroindustria, 2018). Al suroeste del área de estudio, el paisaje está compuesto por una matriz de plantaciones forestales que contiene fragmentos y fajas de bosque y bosques ribereños de diferentes tamaños; al noreste, la matriz está compuesta por diversos cultivos de pequeña escala (10-200 ha) de productores dedicados principalmente a plantaciones de yerba mate, tabaco, maíz y mandioca y ganadería y que también conservan pequeños fragmentos de bosque nativo; y en el centro y noroeste se encuentra un bloque de bosque continuo compuesto principalmente por áreas protegidas (Figura 1. 2).

Para estudiar el ensamblaje de mamíferos terrestres, realicé un muestreo con cámaras-trampa entre mayo de 2013 y diciembre de 2014. Instalé un total de 184 estaciones, cada una de las cuales consistió en una sola cámara que estuvo activa durante un promedio de

49,8 días (rango: 12 - 123 días). Localicé las estaciones en tres ambientes: bosque continuo, fragmentos de bosque y plantaciones forestales (Figura 1. 2). Definí las estaciones de bosque continuo (53 estaciones) como aquellas ubicadas en el interior del bloque de bosque nativo continuo más grande (un solo bloque de 352.116,5 ha, incluyendo el bosque brasileño). Para ello, con un Sistema de Información Geográfico (SIG) definí el bloque continuo como todos aquellos píxeles contiguos que estuvieran rodeados por más del 75% de bosque en un radio de 2 km (51% del bosque nativo del área de estudio). Las estaciones en fragmentos de bosque (69 estaciones) estuvieron ubicadas en remanentes de bosque nativo fuera del bosque continuo, en su mayoría inmersas en una matriz de plantaciones de pinos o agricultura, incluyendo fragmentos aislados y bosques ribereños. También incluí en esta categoría algunas estaciones contiguas al gran bloque de bosque, pero rodeadas por <75% de cobertura de bosque. Las estaciones ubicadas en plantaciones (62 estaciones) fueron las inmersas en rodales de plantaciones de pino de 4-34 años. Las estaciones estuvieron distribuidas con un diseño al azar estratificado (con restricciones debidas a la accesibilidad a ciertos sitios), y estuvieron distanciadas entre sí por al menos 2 km (para más detalle ver Capítulo I).

2.3.2. Estimación de las variables independientes

Estimé 4 variables independientes para cada estación para evaluar su efecto sobre la riqueza y composición de los ensambles de mamíferos: 1) complejidad estructural de la vegetación ("vegetación"); 2) distancia al borde del bloque de bosque continuo ("distancia"); 3) porcentaje de bosque nativo en un radio concéntrico alrededor de la estación ("% de bosque"); 4) tiempo estimado para que una persona llegue a la estación desde el pueblo o ciudad más cercana; una variable que mide indirectamente el nivel de presión humana y de cacería ("costo de acceso"). Las variables 2-4 fueron estimadas mediante un SIG.

1. Vegetación: Para evaluar la variación en la estructura de la vegetación, en cada estación realicé un muestreo para caracterizar el tipo de bosque, el grado de intervención antrópica y la estructura vertical del sotobosque. Para ello, en 4 puntos equidistantes ubicados a 10m de la localización de la cámara (4 puntos cardinales) estimé la abundancia relativa de algunas de las especies o géneros dominantes del sotobosque tales como ñandipá (*Sorocea bonplandii*), pariparoba (*Piper sp.*), las cañas tacuarembó (*Chusquea ramosissima*), yatevó (*Guadua trini*), y tacuapí (*Merostachis clausenii*), y otras formas

vegetales (lianas, helechos, gramíneas), consideradas características de distintos tipos de ambientes de bosque en Misiones (bosques primarios en buen estado de conservación, bosques altamente intervenidos y bosques secundarios). Para esto utilicé una escala relativa con valores de 0 (ausencia) a 3 (máxima abundancia posible para cada especie). Además, en cada uno de estos cuatro puntos estimé la densidad de vegetación del sotobosque por el método de interceptación puntual (Mueller-dombois y Ellenberg, 1974) con una varilla graduada de 4 m colocada verticalmente. Finalmente, contabilicé los individuos adultos de las palmeras palmito (*Euterpe edulis*) y pindó (*Syagrus rommanzoffiana*) presentes en un área equivalente a $\frac{1}{4}$ ha centrada en el punto de muestreo. Con estas mediciones, realicé un Análisis de Componentes Principales (PCA) basado en correlaciones y utilicé el eje principal (primer componente) como variable resultante de vegetación. Este eje caracterizó un gradiente de vegetación con valores negativos para las estaciones que poseen menor cobertura de vegetación en el sotobosque y mayor abundancia de gramíneas, y con valores positivos para las estaciones con una estructura de sotobosque más densa y compleja, dominada por especies típicas de bosque maduro en buen estado de conservación (Tabla Apéndice 2. 1 y Figura Apéndice 2. 1).

2. Distancia al bloque continuo: Para estimar la variable "distancia" utilicé un modelo de conectividad funcional de menor costo (Adriaensen et al., 2003; Epps et al., 2007) que tiene en cuenta la heterogeneidad y el efecto de fricción de la matriz del paisaje. Para ello, cree una grilla que asigna costos de movimiento a cada elemento del paisaje para un mamífero terrestre promedio siguiendo a Adriaensen et al. (2003) y Gurrutxaga et al. (2011; Tabla Apéndice 2. 2). Utilicé la función Costo-Distancia para estimar los costos acumulados a través de los caminos de menor costo a medida que un animal se aleja del bloque de bosque nativo, tomando en cuenta la distancia (en km) desde su límite. Así, una estación ubicada en el borde del bloque de bosque tiene un valor de costo igual a cero y las estaciones de bosque continuo tienen valores negativos hacia el interior del bloque.

3. Porcentaje de bosque: Evalué la variable "% de bosque" en siete radios diferentes (200, 500, 1000, 2000, 5000, 7000, y 10000 m), centrados en las estaciones de cámara-trampa, con el fin de detectar las respuestas de la comunidad a diferentes escalas (e.g., Nagy-Reis et al., 2017; Zurita et al., 2017). Se excluyeron para el análisis los radios

mayores o iguales a 5000 m porque estaban altamente correlacionados con la distancia del bosque continuo (coeficiente de Spearman >0.7).

4. Costo de acceso: La variable "costo de acceso" fue creada siguiendo a De Angelo et al. (2011) y representa el costo de acceso para una persona (i.e. la accesibilidad humana) medido como las horas necesarias para acceder a la celda donde está ubicada la estación desde el pueblo o ciudad más cercana. Medí esta variable utilizando la función de Costo-Distancia que mide el costo acumulado por los caminos de menor costo (principalmente rutas y ríos). En el modelo disminuí la velocidad de movimiento a la mitad dentro de las áreas protegidas de manera que el efecto de control de cacería (i.e. los cazadores evitan estas áreas) sea tenido en cuenta en la variable (Tabla Apéndice 2. 2).

El PCA realizado para estimar la estructura de la vegetación fue generado con el programa estadístico Past (ver 2.17c). Para definir la extensión del bosque continuo y estimar las variables 2-4, utilicé una capa vectorial de uso del suelo (píxeles de 30x30 m) creada para el período 2013-2014 por Zuleta et al. (2015). Utilicé el programa ArcGIS 10.3.1 (ESRI Inc.) para seleccionar la ubicación de las estaciones y para los análisis que hicieron uso del SIG.

2.2.3. Análisis estadístico

Para poner a prueba las hipótesis propuestas, estudié el efecto de las variables antes mencionadas en la riqueza y diversidad de mamíferos nativos.

Riqueza por estación

Para estudiar los efectos del tipo de ambiente y de las variables 1-4 en la riqueza, utilicé Modelos Lineales Generalizados (GLM) con el número de especies observado por estación como variable respuesta, por lo que utilicé una distribución de Poisson. Como el esfuerzo de muestreo fue distinto para cada estación, incluí el número de días en que estuvo activa cada cámara como un término offset en los modelos. Para seleccionar el mejor radio de la variable "% de bosque", realicé los 4 modelos completos posibles (uno para cada radio) y comparé los modelos utilizando el Criterio de Información de Akaike con correcciones para muestras pequeñas (AICc) seleccionando la alternativa de la variable que producía el modelo con menor valor de AICc (Tabla Apéndice 2. 4). Realicé todas las combinaciones posibles de las variables seleccionadas (incluyendo el modelo nulo) ya que estaba interesada en estudiar el efecto y la importancia de cada una en la riqueza de mamíferos (Anderson, 2008; Burnham y Anderson, 2002). Todos los modelos fueron ordenados

usando el AICc y seleccioné todos aquellos que tenían un $\Delta AICc \leq 2$. Eliminé del análisis aquellos modelos que contenían “variables no informativas”, es decir, variables que se adicionan al mejor modelo pero que no contribuyen a un mejor ajuste del mismo ya que, si bien el $\Delta AICc$ del nuevo modelo se aproxima a 2, la devianza del mismo casi no cambia (Anderson, 2008; Arnold, 2010; Burnham y Anderson, 2002) y las mismas fueron corroboradas analizando si su intervalo de confianza (IC) del 95% incluía el cero (Anderson, 2008). Consideré que las variables cuyos IC no incluyeron el cero tienen una fuerte evidencia de tener un efecto sobre la riqueza (Anderson 2007; Dugger et al. 2015). En todos los casos usé pruebas a una cola, excepto para el ambiente “fragmentos”, ya que esta variable no corresponde a una hipótesis direccional. Utilicé el test de Tukey-Kramer para realizar las comparaciones entre ambientes.

Una vez seleccionado el mejor modelo, estimé el índice de Moran I (Moran, 1950) sobre sus residuos para descartar una posible autocorrelación espacial no contemplada por las variables utilizadas. El índice de Morán indicó que no hubo correlación espacial de los residuos de los modelos finales ($z=0.76$, $p=0.44$). Para este análisis utilicé el software ArcGIS 10.3.1 (Spatial Statistics Tools). Realicé los modelos, su selección y los contrastes con el software R ver. 3.2.2 con los paquetes “MuMin” (Bartoń, 2016) y “multcomp” (Hothorn et al., 2016) respectivamente. Analicé la distribución de los residuos con el paquete “DHARMA” (Hartig, 2017) y las figuras las generé con los paquetes “ggplot2” y “visreg” (Breheny y Burchett, 2016; Wickham, 2014).

Diversidad alfa

Estimé la diversidad alfa verdadera (${}^qD_\alpha$) por ambiente usando datos de incidencia (presencia – ausencia de especies). Utilicé los números de Hill (Hill, 1973), que representan el “número efectivo de especies de una comunidad” (Jost, 2007). Los valores de q hacen referencia al “orden” de medida de diversidad: ${}^0D_\alpha$ representa la riqueza de especies, ${}^1D_\alpha$ el número de especies comunes, y ${}^2D_\alpha$ el número de especies dominantes en una comunidad (Jost, 2007). Como cada ambiente tiene diferente número de estaciones, realicé curvas de rarefacción basadas en la cobertura de la muestra para estimar la completitud para cada estación (Chao et al., 2014). La cobertura o completitud se refiere a la proporción de especies que está representada en una muestra sobre el total de la abundancia o frecuencia de individuos de un ensamble (Chao y Jost, 2012). Comparé los valores de ${}^qD_\alpha$ entre ambientes usando el IC del 95% al mismo valor de cobertura (el

mínimo de los 3). La equitatividad fue estimada como ${}^2D_\alpha / {}^0D_\alpha$ (Jost, 2010). Todas las curvas, los valores de cobertura y los números de Hill fueron generados con R ver. 3.2.2, con el paquete “iNext” (Hsieh et al., 2016).

Composición y abundancias relativas de las especies y especies indicadoras

Para el análisis de la composición y abundancias relativas de especies y de las especies indicadoras utilicé la frecuencia relativa de registros o tasas de captura por estación de muestreo, estimada como el número de registros independientes de cada especie de mamífero nativo, dividido por el esfuerzo de muestreo (número de días que cada cámara-trampa estuvo activa).

Para contrastar la similitud de los ensambles entre los ambientes, generé todas las comparaciones posibles entre ambientes y entre estaciones. Las comparaciones se realizaron utilizando tres índices de similitud a partir de una medida general de superposición de ensambles múltiples CqN (Chao et al., 2008; Jost et al., 2011): el índice de Sørensen, que mide las similitudes en las identidades de las especies sin tener en cuenta las abundancias ($q=0$); el índice de Horn para las similitudes en las especies comunes ($q=1$) (Horn, 1966); y el índice de Morisita-Horn para las similitudes en las especies dominantes ($q=2$).

Para estimar el cambio en la composición y abundancias relativas de las especies entre ambientes, comparé los valores de CqN para los diferentes órdenes de q , utilizando los IC del 95% estimados a partir de un bootstrapping de 1000 iteraciones. A las diferencias en la composición y abundancias relativas de especies las estimé como $1-CqN$ (Chao et al., 2012), donde un valor de 1 corresponde a dos comunidades completamente diferentes y 0 a dos idénticas.

Para determinar si las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies fueron mayores entre ambientes que dentro de ellos, y si las diferencias se veían afectadas por las variables 1-4, comparé los valores CqN obtenidos de las comparaciones entre estaciones usando PERMANOVA de una vía (Anderson, 2001) con 9999 permutaciones. Para probar las diferencias entre ambientes y evaluar el efecto de las variables, este análisis utiliza el estadístico pseudo-F (Anderson, 2001) y brinda como resultado una suma de cuadrados secuencial (Oksanen et al., 2007). Por tal motivo, el orden de las variables incluidas en los modelos se modificó de todas las maneras posibles con el fin de evaluar el efecto de cada variable sobre la variación que no fue explicada por

todas las demás. Creé 3 modelos diferentes, uno para cada radio de la variable “porcentaje de bosque”, y calculé los valores AIC para seleccionar el radio que mejor explicaba la variación en la composición y abundancias relativas de las especies (Tabla Apéndice 2. 5).

Para visualizar las diferencias en la composición y abundancias relativas entre sitios, realicé un non-metric multidimensional scaling (NMDS; Kruskal, 1964; Minchin, 1987) utilizando las tres medidas de similitud. Se excluyeron de estos análisis 3 sitios que no tuvieron registros o cuyos registros no pudieron ser identificados a nivel de especie, exceptuando los roedores Sigmodontinos que fueron usados como una unidad taxonómica.

Para identificar las especies indicadoras de cada ambiente, utilicé el análisis del “valor indicador” (IndVal) propuesto por Dufrene y Legendre (1997), que asigna un valor a cada especie según su frecuencia y abundancia relativa en cada ambiente. Las especies indicadoras fueron aquellas con frecuencias y abundancias relativas considerablemente mayores en un ambiente con respecto a los otros dos (y cuyo IndVal tuvo un valor al que se le asignó un $p \leq 0.05$). Adicionalmente, para evaluar el efecto de cada variable (1-4) en las especies, realicé un análisis de redundancia (RDA; Legendre y Legendre, 2012a), que explora explícitamente la relación entre la matriz de variables explicatorias y la matriz de tasas de captura (en este caso utilicé la transformación de Hellinger; Legendre y Gallagher, 2001) realizando un análisis de regresión múltiple (Borcard et al., 2011).

Finalmente, para evaluar si existió un patrón espacial en los cambios en la composición y abundancias relativas que no haya sido explicado por las variables utilizadas, utilicé el análisis conocido como “Distance-based Moran’s eigenvector maps” (dbMEM) basado en el método de triangulación de Delaunay (Dray et al., 2012; Legendre y Legendre, 2012b). Para ello, construí una Matriz de Peso Espacial utilizando las distancias geográficas entre las estaciones y estimé sus autovectores (MEM) que están linealmente relacionados con el índice de autocorrelación espacial de Moran (Moran, 1950) y que representan las relaciones de distancia a distintas escalas. Realicé dos RDA con la matriz de tasas de captura de las especies utilizando la transformación de Hellinger: uno con las variables explicatorias 1-4 y el tipo de ambiente como variable “dummy”; y otro con los autovectores MEM que tuvieron autocorrelación espacial significativa (a macro y micro escala). Con la función “varpart” del paquete “vegan” de R (Oksanen et al., 2007), estimé la

proporción de la variación en la composición de especies explicada por mis variables explicatorias y la proporción explicada por el espacio (Figura Apéndice 2. 2).

Generé las matrices de similitud en R ver.3.2.2 con el paquete "vegetarian" (Charney y Record, 2012). Realicé los PERMANOVAs, NMDS y RDA con el paquete "Vegan" (Oksanen et al., 2007) y los contrastes del PERMANOVA con el software Past ver. 3.08. Realicé el análisis de especies indicadoras en R utilizando el paquete "labdsv" (Roberts, 2016) y los análisis de autocorrelación espacial para la composición de especies con los paquetes "spdep" (Bivand et al., 2015), "tripack" (Renka et al., 2016), "RANN" (Arya et al., 2017), "rgeos" (Bivand y Rundel, 2017), "spacemaker" (Dray, 2013) y "packfor" (Dray et al., 2007).

2.2. Resultados

Obtuve 3885 registros independientes de 34 especies de mamíferos nativos (Figura 2. 1, Tabla Apéndice 1. 1). Sólo el 15,6% (n=609) de los registros se obtuvieron en estaciones ubicadas en plantaciones forestales, a pesar de que éstas representaron el 34% de las estaciones y sumaron el 34% del esfuerzo de las cámaras trampa. Se excluyeron del análisis aquellos registros que fueron imposibles de identificar a nivel de especie (239 registros, excepto los Sigmodontinos) y los registros de 3 especies de mamíferos exóticos (perro doméstico, 19 registros; cerdo doméstico, 4 registros; y ganado vacuno, 4 registros). El rango del número de especies registrado por cámara fue de 0-15 especies (media=5.71, SD=2.87) y las estaciones ubicadas en bosque continuo tuvieron la mayor riqueza media por estación, seguidas por las ubicadas en fragmentos de bosque. La menor riqueza media por estación se observó en las plantaciones forestales (Tabla 2. 1).

Dos variables afectaron de manera considerable la riqueza de especies de mamíferos: el tipo de ambiente y la distancia al bosque continuo. Las estaciones ubicadas en plantaciones tuvieron una riqueza mucho menor que las ubicadas en el bosque nativo, ya sea en el bloque continuo o en fragmentos (Tabla 2. 2 y Tabla Apéndice 2. 1). Por otro lado, la riqueza también disminuyó con la distancia al borde del bloque de bosque continuo, con pérdidas de 1 especie por cada 10 unidades de costo (comparable a 10 km lineales de bosque) en promedio (Tabla 2. 2, Figura 2. 2).

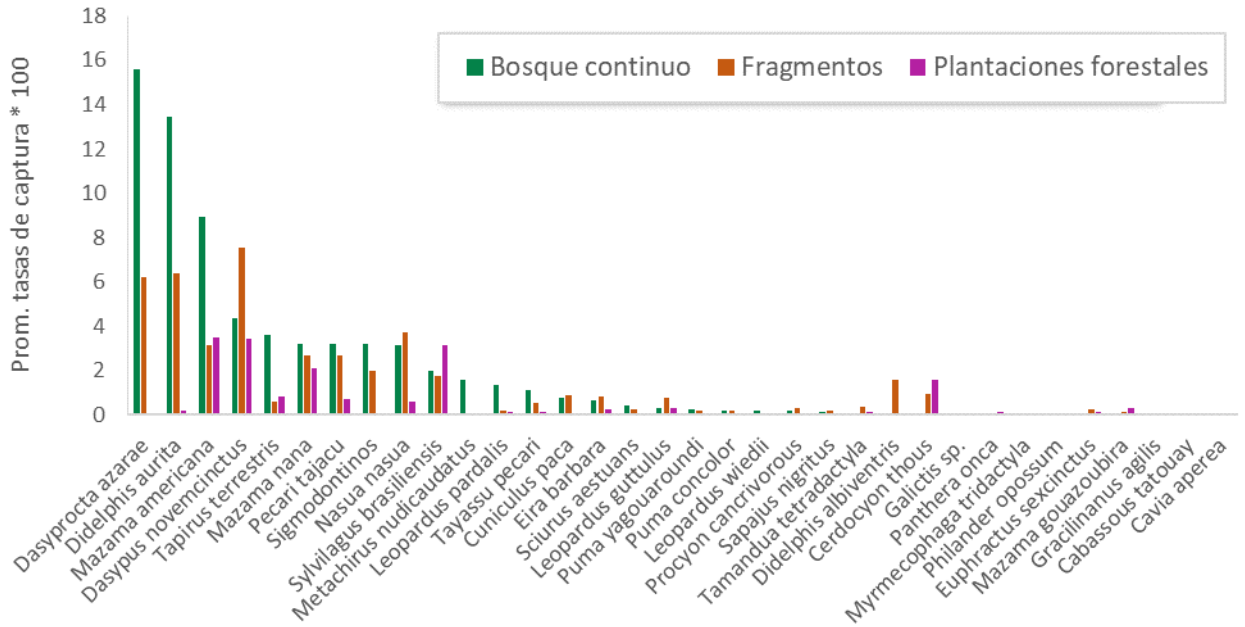


Figura 2. 1. Promedio de las tasas de captura (número medio de registros cada 100 días cámara) estimado para cada especie en las estaciones de cámara-trampa ubicadas en cada ambiente: bosque continuo (n=53), fragmentos de bosque (n=69) y plantaciones forestales (n=62) del Bosque Atlántico, Misiones, Argentina.

Tabla 2. 1. Número total de especies (Spp. Total) y número promedio de especies por estación (Spp. p/estación; DE entre paréntesis) de mamíferos observados en tres ambientes (bosque continuo, fragmentos de bosque nativo y plantaciones forestales) en el Bosque Atlántico, Misiones, Argentina. También se indican la completitud del muestreo (SC) y el esfuerzo promedio por estación (en días).

Ambiente	# estaciones	Spp. Total	Spp. p/ estación	SC	Esfuerzo promedio p/ estación (DE)
Bosque continuo	53	30	7.92 (2.5)	0.99	49.04 (17.18)
Fragmentos	69	30	5.98 (2.46)	0.99	50.47 (19.9)
Plantaciones	62	26	3.53 (1.88)	0.98	49.82 (20.44)

Tabla 2. 2. Variables que afectan la riqueza de mamíferos por estación (por día) en el Bosque Atlántico de Misiones, Argentina. Los valores beta (estimadores), los errores estándar y los intervalos de confianza del 95% fueron estimados a partir del mejor modelo lineal general ponderado. Las variables y los contrastes en **negrita** tuvieron un efecto fuerte sobre la riqueza según los intervalos de confianza del 95% y los contrastes de Tukey.

Variable	Estimador	Error estándar	Intervalo de confianza 95%	
			Límite inferior	Límite superior
Distancia (unidades de costo)	-0.011	0.003	-0.017	-0.006
<u>Contrastes de Tukey</u>				
Fragmentos vs. Bosque continuo	-0.094	0.087	-0.238	0.048
Plantaciones vs. Bosque continuo	-0.58	0.102	-0.785	-0.385
Fragmentos vs. Plantaciones	0.49	0.083	0.326	0.655

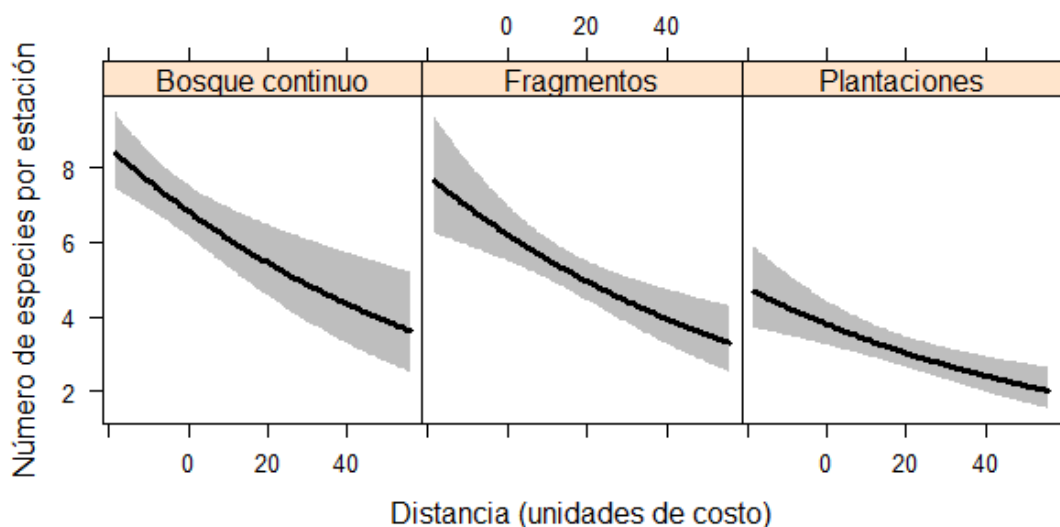


Figura 2. 2. Representación del mejor modelo de riqueza de mamíferos por estación: el número de especies en relación a la distancia (en unidades de costo, 1 unidad de costo \approx 1 km lineal dentro del bosque) al borde del bloque de bosque nativo en los tres ambientes del Bosque Atlántico, Misiones, Argentina. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro con el intervalo de confianza del 95% representado por el área gris.

La riqueza efectiva de especies (${}^0D_\alpha$) por ambiente también fue menor en plantaciones, pero sin diferencias significativas con el bosque nativo. Sin embargo, las plantaciones tuvieron un número de especies comunes (${}^1D_\alpha$) y de especies dominantes (${}^2D_\alpha$) significativamente menor, y tuvieron la menor equitatividad (Figura 2. 3).

La composición y abundancias relativas de las especies no difirió significativamente entre los ambientes debido a los grandes intervalos de confianza, aunque las diferencias fueron mayores cuando se compararon las especies dominantes entre el bosque continuo y plantaciones (Figura 2. 4). Por otro lado, los fragmentos fueron más similares al bosque continuo que a las plantaciones forestales (Figura 2. 4).

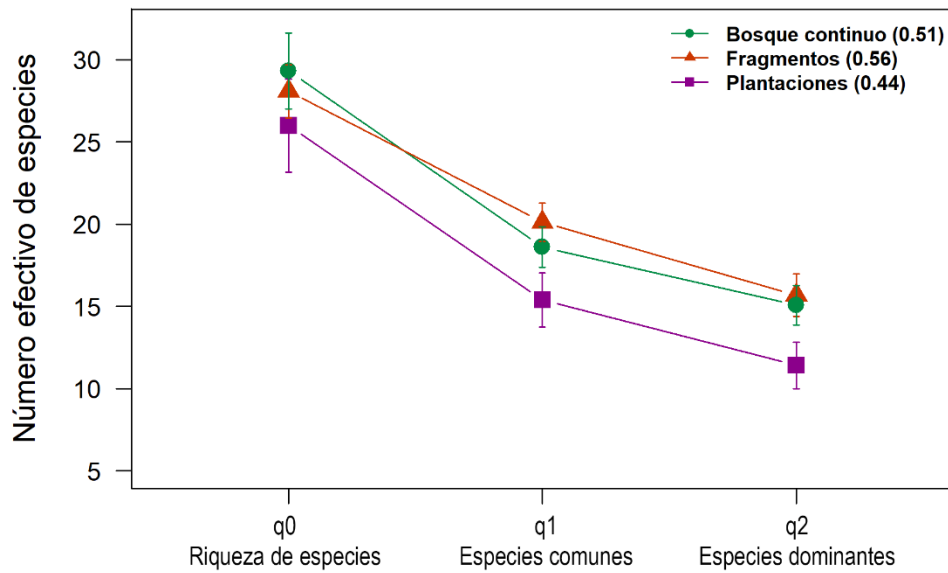


Figura 2. 3. Diversidad alfa (${}^qD_\alpha$) en la cobertura mínima ($SC = 0,982$) en el bosque continuo, en fragmentos de bosque nativo y en plantaciones de mamíferos del Bosque Atlántico. Las barras de error representan el intervalo de confianza del 95% de cada parámetro obtenido con un bootstrap de los datos originales. Los números entre paréntesis corresponden a la uniformidad de cada entorno ($q2/q0$).

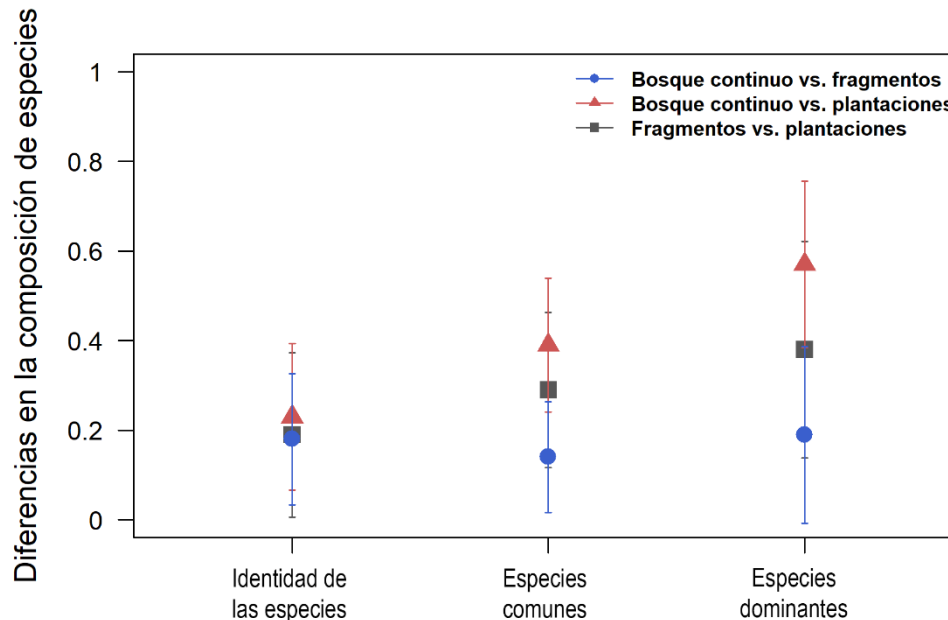


Figura 2. 4. Diferencias en la composición y abundancias relativas por especies ($1-CqN$) de mamíferos entre los tres ambientes (bosque continuo, fragmentos de bosque, y plantaciones de árboles) para todas las especies ($q = 0$), especies comunes ($q = 1$) y especies muy abundantes/dominantes ($q = 2$). Las barras de error muestran un intervalo de confianza del 95% de cada parámetro obtenido del bootstrap de los datos originales.

Al comparar las similitudes de composición y abundancias relativas entre estaciones, las identidades de las especies (índice de Sørensen), las especies comunes (índice de Horn) y las especies dominantes (índice de Morisita-Horn) difirieron entre los ambientes (Tabla 2. 3, Tabla Apéndice 2. 5). Además de las diferencias entre ambientes, las similitudes también se vieron afectadas por la distancia al bloque de bosque nativo, el porcentaje de bosque nativo en un radio de 1000 m y el costo del acceso humano (Tabla 2. 3y Figura 2. 5). La estructura de la vegetación solo tuvo un efecto significativo en la composición de especies dominantes (Tabla 2. 3).

Tabla 2. 3. Comparación entre estaciones de los valores CqN del ensamble de mamíferos (PERMANOVA) entre las 181 estaciones trampa de cámara distribuidas en tres ambientes (bosque continuo, fragmentos de bosque, plantación forestal) del Bosque Atlántico de la provincia de Misiones. Para los contrastes entre ambientes se aplicó la corrección de Bonferroni.

Variable	Df	Índice de Sørensen (identidad de las especies)		Índice de Horn (especies comunes)		Índice de Morisita-Horn (especies dominantes)	
		F _{pseudo}	P	F _{pseudo}	p	F _{pseudo}	p
Ambiente:	2	3.41	0.001	2.51	0.001	1.98	0.001
<i>Fragmentos vs. bosque continuo</i>		14.41	0.001	17.39	0.001	14.63	0.001
<i>Plantaciones vs. bosque continuo</i>		26.7	0.001	30.71	0.001	28.56	0.001
<i>Fragmentos vs. Plantaciones</i>		9.85	0.001	9.34	0.001	8.06	0.001
Distancia	1	4.12	0.001	2.75	0.001	2.11	0.006
% de bosque (1000m)	1	3.51	0.002	2.43	0.003	2.11	0.005
Costo de acceso	1	3.33	0.002	2.51	0.003	2.09	0.006
Vegetación	1	1.55	0.169	1.77	0.053	1.66	0.043
Residuos	174						

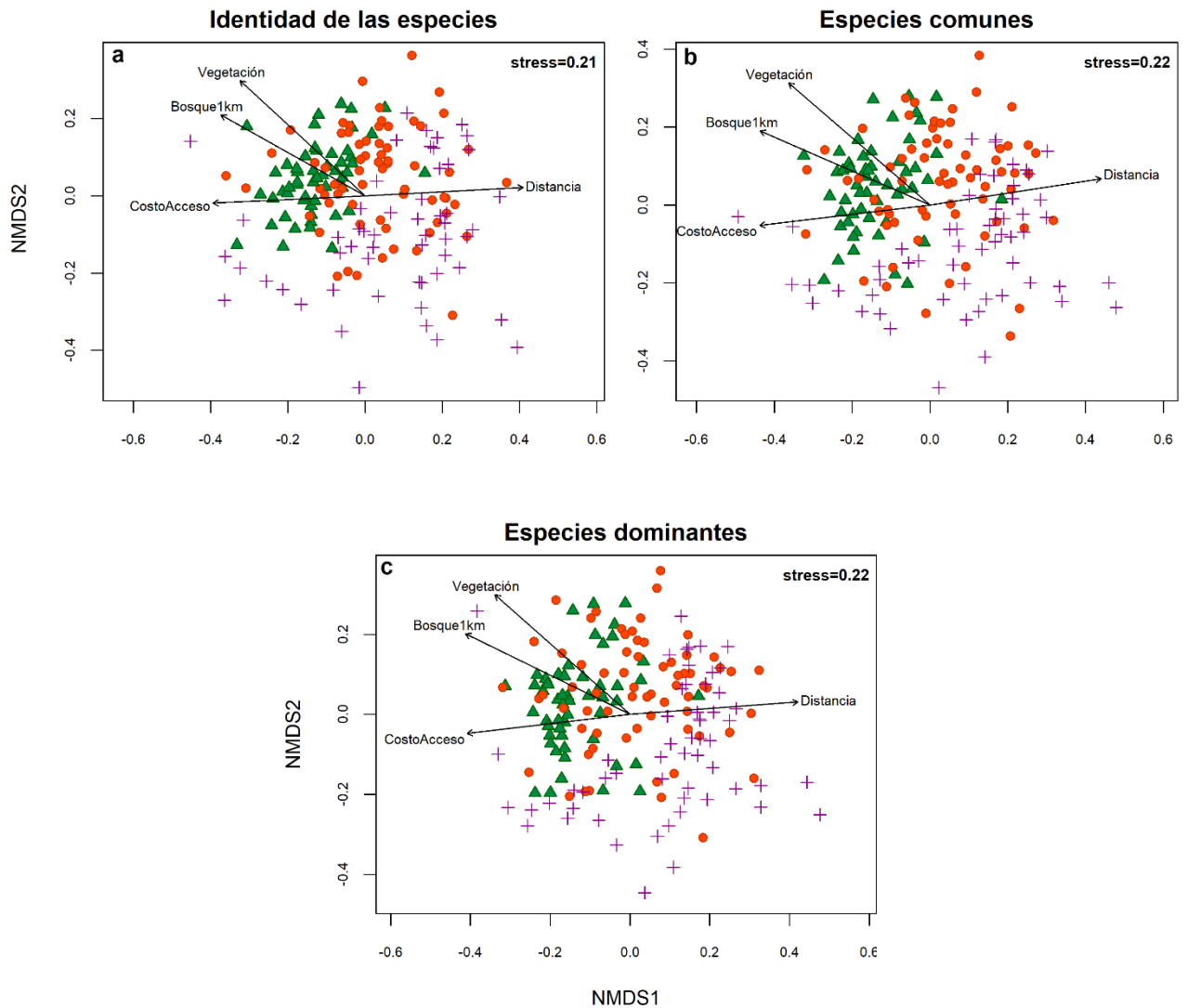


Figura 2. 5. Escalamiento no métrico multidimensional “non-metric multidimensional scaling” (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de similitud para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en bosque continuo (triángulos verdes), fragmentos de bosque nativo (círculos anaranjados) y plantaciones de pinos (cruces violetas) en el Bosque Atlántico. Las distancias se calcularon utilizando 1- Sørensen (proporción de especies no compartidas, a), 1- Horn (proporción de especies comunes no compartidas, b); 1- Morisita-Horn (proporción de especies muy abundantes/dominantes no compartidas, c). Los vectores muestran la correlación de las variables 1-4 con la composición y abundancias relativas del ensamble.

Las especies indicadoras asociadas al bosque continuo fueron el agutí (*Dasyprocta azarae*), la comadreja de orejas negras (*Didelphis aurita*), la corzuela colorada (*Mazama americana*), el tapir (*Tapirus terrestres*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), la comadreja de cuatro ojos (*Metachirus nudicaudatus*) y los roedores sigmodontinos. Particularmente, los sigmodontinos y los dos marsupiales se vieron más afectados por el porcentaje de bosque en un radio de 1000 m y por la estructura de la vegetación, mientras que la corzuela colorada, el tapir y el ocelote por la accesibilidad humana y por la distancia al bloque de bosque (Figura 2. 6). Las especies indicadoras de los fragmentos fueron la comadreja de

orejas blancas (*Didelphis albiventris*), el aguará popé (*Procyon cancrivorus*), el tatú de nueve bandas (*Dasybus novemcinctus*) y el coatí (*Nasua nasua*), estos dos últimos mayormente asociados a los sitios más distantes al bloque de bosque (Figura 2. 6). El zorro de monte (*Cerdocyon thous*) y el guazuncho (*Mazama gouazoubira*) estuvieron asociados a las plantaciones de pino (todos $p < .05$, Tabla Apéndice 1. 1).

De la variación espacial existente en los cambios en la composición y abundancias relativas de las especies, el 52% fue explicada por las variables explicatorias utilizadas (Figura Apéndice 2. 2), por lo que la presencia de una estructura espacial no aleatoria a macro escala probablemente también esté relacionado a otros factores biológicos o ambientales que no fueron tenidos en cuenta en este análisis.

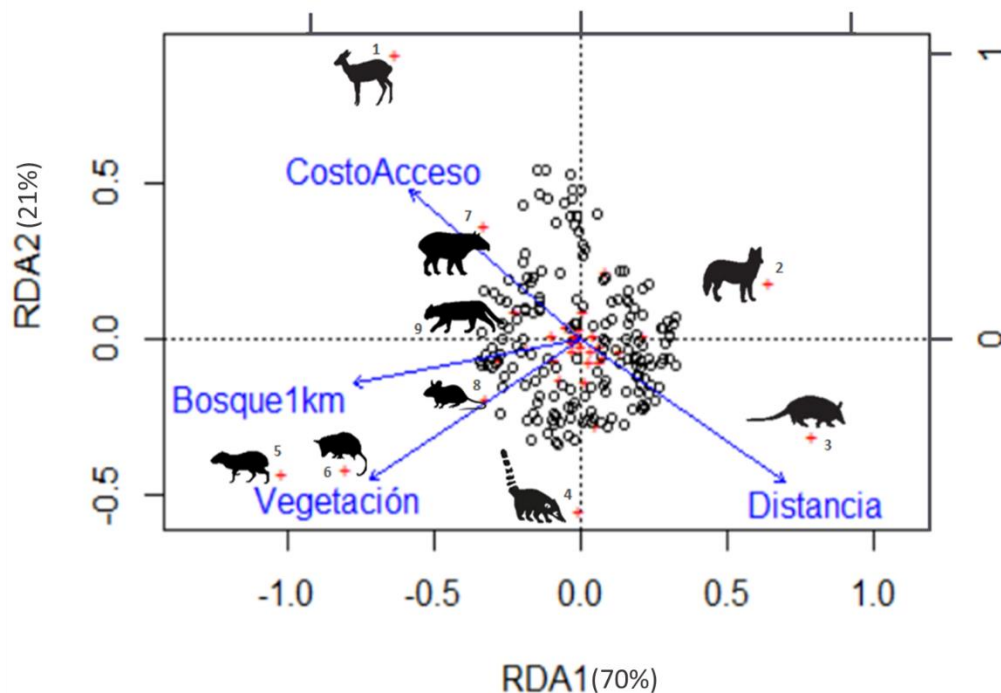


Figura 2. 6. RDA realizado con las tasas de captura de las especies de mamíferos del Bosque Atlántico y las variables 1-4. Los círculos blancos corresponden al ordenamiento de las estaciones y las cruces rojas al ordenamiento de las especies. Se indican con ilustraciones las especies que tuvieron una bondad de ajuste ≥ 0.1 : 1= corzuela colorada (*Mazama americana*), 2= zorro de monte (*Cerdocyon thous*), 3= tatú de nueve bandas (*Dasybus novemcinctus*), 4= coatí (*Nasua nasua*), 5= agutí (*Dasybus novemcinctus*), 6= comadreja de orejas negras (*Didelphis aurita*), 7= tapir (*Tapirus terrestres*), 8= sigmodontinos, 9= ocelote (*Leopardus pardalis*). Existió una relación significativa entre la composición y abundancias relativas de especies y las variables explicatorias ($R^2 = 0.13$; $p = 0.001$). Los vectores muestran la correlación entre las variables y las tasas de captura de las especies ($p < 0.005$ en todos los casos).

2.4. Discusión

El ensamble de mamíferos nativos del Bosque Atlántico en Argentina se vio afectado por el reemplazo del bosque por monocultivos de pino. Esto se vio reflejado en la drástica disminución en el número de especies registradas en las plantaciones forestales y por la diferencia sustancial en la composición y abundancias relativas de las especies en este ambiente cuando se compara con el bosque continuo y los fragmentos de bosque nativo. Las plantaciones de pino son un ambiente simplificado en su estructura y composición específica de plantas en comparación con el bosque nativo por lo que era esperable que contengan ensambles empobrecidos de animales nativos. Aunque observé este patrón, mis resultados mostraron que los cambios en la riqueza y composición de las especies no dependen sólo de la sustitución del bosque por un monocultivo, sino también de las características del paisaje y las prácticas de manejo que determinan la distancia a las fuentes de las especies nativas, la cantidad de bosque que queda en el paisaje, las amenazas que el hombre representa para las especies nativas, y la estructura de la vegetación.

2.4.1. Efecto de las plantaciones forestales

Como predijo la primera hipótesis, los rodales de plantaciones de pino tuvieron menor diversidad alfa de mamíferos que los ambientes de bosque nativo, y es en donde se registró el menor número de especies por estación. Sin embargo, la riqueza general no mostró un efecto significativo debido a que la mayoría de las especies aparecieron al menos una vez en las plantaciones, lo que indica que, aunque probablemente no constituyan un hábitat adecuado, las mismas no actuarían como barreras estrictas para la mayoría de las especies que habitan en el Bosque Atlántico de Misiones.

Como esperaba, las diferencias en la composición y abundancias relativas del ensamble de mamíferos fueron mayores cuando se compararon las plantaciones forestales con el bosque nativo. Sin embargo, casi ninguna especie apareció exclusivamente en las plantaciones, no existiendo un verdadero recambio de especies, sino más bien una fuerte reducción y cambio en las abundancias relativas de la mayoría de las especies en este ambiente, algo esperable para las áreas perturbadas y modificadas por el hombre (e.g., Corley et al., 2006; Santoandré, 2017). El hecho de que el conjunto encontrado en las plantaciones sea probablemente un subconjunto empobrecido del bosque continuo se vio reflejado no solo en la pérdida de especies, sino también en el cambio en la identidad de

las mismas a nivel de estación ya que el índice de Sørensen es siempre menor cuando existen diferencias en la riqueza y resulta poco informativo para comunidades anidadas (Jost et al., 2011).

A pesar de que las plantaciones forestales son ambientes empobrecidos, algunas especies de mamíferos fueron frecuentemente registradas en ellas, como las corzuelas (*Mazama* spp., las 3 especies), el tatú de nueve bandas, el tapetí (*Sylvilagus brasiliensis*) y el zorro de monte (ver Figura 2. 1 y Tabla Apéndice 1. 1). Sin embargo, sólo el guazuncho y el zorro resultaron ser especies indicadoras de las plantaciones de pino. Como esperaba, éstas especies son generalistas (Eisenberg y Redford, 2000) que pueden explotar áreas abiertas o perturbadas y tienen afinidad por ambientes de “borde” (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Cassano et al., 2012; Timo et al., 2014). En el otro extremo, los roedores y marsupiales relativamente pequeños y medianos (por ejemplo, los Sigmodontinos, el agutí, la paca *Cuniculus paca*, las comadreas *Didelphis* sp. y la comadreja de cuatro ojos) se vieron más afectados por las plantaciones que las especies de mamíferos más grandes (ver Figura 2. 1 y Tabla Apéndice 1. 1), probablemente debido a que son las más afectadas por la estructura simplificada de la vegetación (Figura 2. 6; Lantschner et al., 2011) o debido a su menor capacidad de dispersión (Bowman et al., 2002). Este cambio relativo en la abundancia de pequeños mamíferos podría provocar cambios en la selección de presas por parte de los mesocarnívoros (Lantschner et al., 2012; Moreira-arce et al., 2015). Estos resultados son consistentes con los encontrados por Paviolo et al. 2018 para la misma área de estudio, en donde los grandes felinos no se vieron afectados por las plantaciones forestales ni por la disponibilidad de presas, mientras que la ocupación de agutí y de las comadreas fue menor en zonas donde predominaban las plantaciones. Futuros trabajos deberían estudiar la relación entre los rasgos de las especies y las variables ambientales para predecir mejor qué tipo de especies se verían afectadas por la conversión de los bosques a plantaciones forestales (por ejemplo, realizando los análisis RLQ o Fourth Corner Analysis; Dray et al., 2014; Dray y Legendre, 2008; Legendre et al., 1997).

2.4.2. Efecto de la estructura de la vegetación

Contrariamente a las predicciones de la segunda hipótesis, únicamente encontré un efecto de la estructura de la vegetación en el recambio de especies dominantes. Esta falta de efecto tanto en la riqueza como en el recambio de especies comunes o menos abundantes podría deberse en parte al papel de la variable "ambiente" en la explicación de la mayor

parte de las diferencias en la estructura de la vegetación. La mayoría de las plantaciones de pino estudiadas fueron plantadas para la producción de pulpa sin prácticas de raleos ni podas, lo que llevó a una notable simplificación y homogeneización de la estructura y diversidad de la vegetación en el sotobosque (Trentini et al., 2017). Esto puede explicar por qué no observamos las diferencias en riqueza y composición asociadas a las diferencias estructurales en el sotobosque de las plantaciones de pino descritas en otros estudios (por ejemplo; Simonetti et al., 2013). Sin embargo, como expliqué anteriormente, algunas de las especies más afectadas por las plantaciones fueron el agutí y la comadreja de orejas negras, mamíferos que fueron dominantes en el bosque continuo y que se vieron afectadas por la simplificación en la estructura y composición de la vegetación. Estos resultados son consistentes con los obtenidos para las aves de sotobosque en la misma área de estudio (Iezzi et al., 2018). Es posible que las especies de vertebrados (aves, mamíferos, reptiles) más pequeñas se vean más afectadas por la pérdida de la complejidad estructural de la vegetación del sotobosque con respecto a las de mayor tamaño corporal. Las plantaciones de pino - con menos ramas y troncos caídos, menos árboles con huecos y epifitas y menos vegetación nativa en el sotobosque - tienen menor disponibilidad de alimento o de sitios para refugio o reproducción para las especies pequeñas y medianas de mamíferos (e.g., Lantschner et al., 2011). Es importante realizar más estudios sobre los efectos de las diferentes prácticas de manejo y la complejidad estructural del ambiente en vertebrados de diferentes tamaños corporales y gremios tróficos para poder predecir qué especies se verán más afectadas por las mismas.

2.4.3. Efecto de la distancia al bloque de bosque

El bosque continuo probablemente está actuando como una fuente para la mayoría de las poblaciones de mamíferos en el paisaje. La riqueza, la composición y abundancias relativas del ensamble de mamíferos se vieron notablemente afectados por la distancia y la conectividad al bosque continuo, algo consistente con las predicciones de la hipótesis 2 y con los resultados de estudios previos (Lees y Peres, 2008; Yue et al., 2015). Como el número de especies por estación fue menor en sitios más lejanos al bloque de bosque, es probable que los cambios en la composición y abundancias relativas entre el interior del bosque continuo y el resto de la matriz productiva se deban parcialmente a una pérdida de especies especialistas de bosque (Jost et al., 2011), como la corzuela colorada, el tapir y el ocelote, que necesitan de grandes extensiones de bosque en buen estado de

conservación (Cruz et al., 2018, 2014; Paviolo et al., 2018). Por otro lado, hay especies como el tatú de nueve bandas y el coatí que pueden tolerar con mayor facilidad los cambios en el paisaje, y son más abundantes en zonas más alejadas al bosque continuo, un patrón que puede estar relacionado con la liberación de la presión de sus depredadores (Paviolo et al., 2018).

2.4.4. Efecto de la extensión de bosque nativo en el paisaje

Como predijo la tercera hipótesis, la proporción de bosque nativo en el paisaje (a menos de 1000 m de una estación de cámara-trampa) tuvo un efecto importante en la composición y abundancias relativas del ensamble de mamíferos. Este cambio en la composición puede explicarse por las diferencias en la especialización y en los requerimientos de hábitat de las especies. Los mamíferos más grandes parecen utilizar el mosaico completo de bosques y plantaciones (Paviolo et al., 2018), utilizando las plantaciones forestales principalmente para moverse entre los fragmentos de bosque (e.g., Sunarto et al., 2012). De la misma manera, las especies generalistas que pueden vivir en áreas perturbadas, pueden no depender de la proporción de bosque nativo en los alrededores (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Cassano et al., 2012). En cambio, los roedores y marsupiales más pequeños pueden percibir las plantaciones como barreras, y requieren una alta proporción de bosque en el paisaje para persistir (e.g., Bernard et al., 2009; Estavillo et al., 2013; Paviolo et al., 2018).

2.4.5. Efecto del costo de acceso humano

El costo de acceso humano no tuvo efecto en la riqueza, pero sí en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos. Esto es consistente con una de las predicciones de la última hipótesis. Las poblaciones de los grandes mamíferos del Bosque Atlántico están siendo negativamente afectadas por la cacería, una actividad extractiva que está correlacionada con la accesibilidad y el nivel de protección (Di Bitetti et al., 2010, 2008; Galetti et al., 2017). Algunas especies, como la corzuela colorada y el tapir, son muy sensibles a la presión de cacería (Cruz et al., 2014; Di Bitetti et al., 2008; Paviolo et al., 2009), mientras que otras, como el tatú de nueve bandas, aun siendo presa de cazadores no se ven afectadas por presiones cinegéticas moderadas y se encuentran frecuentemente en zonas accesibles para los humanos (Paviolo et al., 2018, 2009). Parte de estos cambios observados pueden también ser un resultado indirecto de un efecto de alteraciones en las cascadas tróficas (por ejemplo, por la liberación mesodepredadores como consecuencia

de la reducción en la abundancia de predadores tope en áreas menos protegidas y accesibles -Crooks y Soulé, 1999; De Angelo et al., 2013, 2011; Di Bitetti et al., 2010; Espinosa et al., 2018; Paviolo et al., 2018, 2016).

2.4.6. Principales conclusiones y recomendaciones

Aunque las plantaciones forestales tuvieron un efecto negativo en el ensamble de mamíferos, las diferentes prácticas de manejo y características del paisaje también contribuyen a los cambios observados en la riqueza y composición de especies.

Dependiendo de estas diferentes condiciones, los rodales de plantaciones en el Bosque Atlántico pueden mitigar parcialmente su impacto negativo y contribuir a mantener altos niveles de biodiversidad a nivel de paisaje (Brockerhoff et al., 2013, 2008). A escala de paisaje, es importante destacar la importancia de mantener la integridad del gran bloque de bosque continuo, ya que actúa como la principal fuente poblacional de mamíferos en este paisaje. Si bien una gran proporción de este bloque de bosque se compone de áreas protegidas, incluyendo los Parques Nacionales Iguazú de Argentina y Brasil, y diversos parques provinciales, aún existen oportunidades para mejorar la conectividad (De Angelo et al., 2013; Martínez Pardo et al., 2017) y el nivel de protección de estas áreas (por ejemplo, mejorando las medidas contra la caza furtiva; Di Bitetti et al., 2008; Paviolo et al., 2016), y reduciendo el marcado efecto de borde que producen las actividades del entorno sobre las mismas. También es importante conservar los fragmentos de bosque inmersos en el paisaje productivo, ya que preservan la mayoría de las especies del bosque continuo, y la proporción de bosque nativo que permanece en el paisaje afecta la composición y abundancias relativas del ensamble de mamíferos. Se destaca además la relevancia de controlar la caza furtiva a nivel de paisaje porque es una actividad que tiene un efecto negativo en las poblaciones de varias especies de mamíferos, incluso dentro de las áreas protegidas (Paviolo et al., 2016, 2009; Woodroffe y Ginsberg, 1998). A nivel de los rodales de plantación, es deseable promover el crecimiento de la vegetación y otros aspectos que incrementan la complejidad estructural del sotobosque, ya que su ausencia tiene efectos negativos sobre los mamíferos pequeños y medianos provocando una marcada disminución en sus abundancias (Simonetti et al., 2013). Una forma de lograrlo es mediante las prácticas de raleo y de poda, que pueden modificar radicalmente el régimen de luz del sotobosque, con efectos positivos en la estructura, composición y dinámica del ecosistema (Lindenmayer y Hobbs, 2004; Trentini et al., 2017).

Capítulo III. Efecto de la pérdida y transformación del bosque en el ensamble de mamíferos nativos del Bosque Atlántico.

3.1. Introducción

La fragmentación de los ambientes naturales es una de las amenazas más importantes para la biodiversidad (Haddad et al., 2015; Laurance et al., 2006; Sandersom et al., 2002), aunque las causas de sus efectos continua siendo un tema de debate (Fahrig, 2017, 2003; Villard y Metzger, 2014). La fragmentación del hábitat se define como un proceso durante el cual una gran extensión de un ambiente particular se “desintegra” en un número de parches más pequeños, aislados entre sí por una matriz de ambientes diferentes al original (Bennett y Saunders, 2010; Wilcove et al., 1986). Según esta definición, el proceso de fragmentación implica no solo la subdivisión de la vegetación original en fragmentos o parches, sino también una disminución en el tamaño de los mismos, un aumento en su aislamiento, y una reducción en la cantidad del ambiente original (Bennett y Saunders, 2010; Fahrig, 2003).

La Teoría de Biogeografía de Islas es un modelo que predice el número de especies de una isla en función de su área y su distancia al continente (su aislamiento) (Mac Arthur y Wilson, 1967). Esta teoría se extendió de los archipiélagos insulares a los sistemas terrestres de parches de hábitat, donde el aislamiento es ahora el resultado de la pérdida de hábitat, y puede medirse como la distancia de un parche del ambiente original a su(s) vecino(s) (Fahrig, 2003; Haila, 2002). A medida que disminuye el tamaño de los parches, disminuye la probabilidad de ocurrencia de algunas especies (Bennett et al., 2006; Bennett y Saunders, 2010), por lo que los parches más pequeños contienen menos especies que los parches más grandes (e.g., da Silva et al., 2015; Martensen et al., 2012; Uezu et al., 2005). Por otro lado, es esperable que la relación especies-área sea más pronunciada cuando los parches se encuentran aislados, ya que la relación entre la tasa de extinción y la de colonización es mayor que cuando los parches se encuentran más conectados, dado que en estos últimos hay una llegada más frecuente de individuos o propágulos (Fahrig, 2013). Un enfoque más integral incluye también el análisis de los cambios en la composición de especies (Dormann et al., 2007; Koleff et al., 2003; Soininen et al., 2007), ya que hay determinadas especies que se ven más afectadas por los cambios en la configuración del paisaje mientras que otras logran colonizar los parches con mayor facilidad y pueden subsistir, o incluso, se ven favorecidas por la transformación del

hábitat original (Beca et al., 2017; Crooks, 2002; Pardini et al., 2005). Los parches de menor tamaño y/o más aislados suelen sustentar un subconjunto de las especies presentes en los fragmentos más grandes, es decir que hay un cambio relativamente predecible en la composición de especies principalmente por la pérdida de especies raras y especialistas (Bennett y Saunders, 2010).

Una de las aproximaciones a la teoría de “metapoblaciones” predice que las poblaciones presentes en las grandes áreas (“continentes”) tienen menor probabilidad de extinción, y que la emigración de individuos a las pequeñas islas complementa las poblaciones pequeñas y permite la recolonización en caso de que existan extinciones locales (Hanski y Gilpin, 1991). Si bien en sistemas terrestres no existe una distinción clara entre “isla” y “continente”, los grandes fragmentos de ambientes nativos podrían funcionar como fuentes poblacionales de muchas especies en paisajes productivos, en los que el ambiente original fue reemplazado por ambientes antrópicos (Bennett y Saunders, 2010; Lindenmayer et al., 2008b; Lindenmayer and Fischer, 2006). Esto provocaría que la ocupación de algunas especies y la riqueza del ensamble decaiga en las “islas” a medida que éstas se distancian de las grandes fuentes (e.g., Edwards et al., 2010; Sunarto et al., 2012).

Otro de los factores asociados a la fragmentación es el aumento de la proporción de ambientes de borde en el paisaje debido a la aparición de múltiples parches rodeados de otro ambiente distinto al original. La cercanía al borde (el punto de transición entre dos ambientes estructuralmente distintos) tiene asociado varios fenómenos tanto físicos (ej.: cambios en la temperatura y luz) como biológicos (ej.: recursos disponibles), que traen como consecuencia cambios en la flora y fauna (Laurance et al., 2007, 2002; Lenz et al., 2014; Pardini et al., 2005). Los bordes de los bosques también pueden influir en las respuestas de las especies nativas a los cambios en el uso del suelo (Lyra-Jorge et al., 2010), ya que facilitan el acceso de animales domésticos y otros depredadores invasores y competidores en fragmentos, resultando en la reorganización de ensamblajes nativos (Lessa et al., 2016; Massara et al., 2018; Zapata-Ríos y Branch, 2018).

En un ambiente fragmentado, el aislamiento de los parches ocurre principalmente por la pérdida del ambiente original alrededor de ellos, de manera que suele existir una relación negativa entre la cantidad de ambiente nativo y la distancia entre los parches (Bender et al., 2003; Fahrig, 2017, 2013, 2003). Por tal motivo, hay autores que sugieren que la

cantidad de ambiente original remanente en un paisaje puede en realidad reemplazar las dos variables predictoras clásicas de la Teoría de Biogeografía de Islas (área y aislamiento- Fahrig, 2013). Incluso, existen varios trabajos que muestran que la fragmentación *per se* o la configuración de los parches tienen efectos bastante débiles (Bennett et al., 2006; Fahrig, 2017), o solo se ven reflejados cuando la cantidad de vegetación nativa remanente en el paisaje es intermedia o baja (Hanski, 2015; Pardini et al., 2010), y que la cantidad de ambiente original es la variable que mejor predice la tasa de inmigración al parche (Bender et al., 2003), y las respuestas ecológicas relacionadas como la riqueza (e.g., Radford et al., 2005) y composición de especies (e.g., Beca et al., 2017; Zurita y Bellocq, 2009).

El enfoque clásico de la Teoría de Biogeografía de Islas considera únicamente a las “islas” o parches de ambientes nativos como hábitats y al “mar” o la matriz productiva como un ambiente homogéneo e inhóspito (Haila, 2002). Sin embargo, en la mayoría de los sistemas terrestres, el paisaje debe ser considerado como un mosaico que incluye también estructuras que facilitan la conectividad. Por un lado, muchas veces se presentan corredores (estructuras lineales continuas) y “trampolines ecológicos” (estructuras intermitentes), constituidos por pequeños parches de vegetación nativa inmersos en la matriz que fomentan la conectividad entre poblaciones en ambientes heterogéneos (Lindenmayer y Hobbs, 2007; Saura et al., 2011). Por otro lado, muchos paisajes contienen una matriz heterogénea o estructuralmente similar a la vegetación nativa que no necesariamente es una barrera para el movimiento de los individuos o que incluso puede ser hábitat adecuado para algunas especies (Fischer y Lindenmayer, 2007; Laurance, 2008). El nivel de conectividad estructural de un mosaico influirá en la distribución y persistencia de las especies, ya que existe un menor riesgo de extinciones locales cuanto mayor sea la conectividad (Bennett et al., 2006). El efecto positivo de la presencia de estructuras conectoras en la conservación de la fauna nativa ha sido estudiado en diferentes paisajes (Haddad et al., 2003; Lees y Peres, 2008, 2009; Martensen et al., 2008; Pardini et al., 2005; Uezu et al., 2008, 2005), así como también el efecto de la permeabilidad de la matriz (da Silva et al., 2015; Heer et al., 2015; Uezu et al., 2008). Ambos factores pueden incluso ser más importantes que el tamaño y grado de aislamiento de los fragmentos (Bender y Fahrig, 2005; Brady et al., 2011; Debinski y Holt, 2000; Prugh et al., 2008).

Además de la fragmentación del hábitat debido a la expansión de los cultivos agrícolas, existen otras presiones antrópicas asociadas a la transformación del paisaje (Laurance, 2008). Por ejemplo, la extensión de carreteras asociadas a los sistemas productivos, facilita el acceso de la población a zonas anteriormente remotas, lo que a su vez puede aumentar las actividades extractivas como la cacería y la tala selectiva de árboles en los ambientes boscosos. La caza furtiva puede tener fuertes efectos en la abundancia de algunas especies en particular (Benítez-López et al., 2017), causando cambios en la composición de los ensamblajes de mamíferos (Peres y Palacios, 2007). Por otro lado, la extracción de madera no solo provoca una disminución de la densidad de árboles de gran porte en los parches de bosque (Cannon, 1998; Okuda et al., 2003), sino que también produce cambios en la estructura de la vegetación, como el aumento de bambúes y lianas o pastos (Campanello et al., 2012, 2007; Zaninovich et al., 2017), que pueden tener efectos sobre la fauna (Laurance y Laurance, 1996; Pardini et al., 2005). Ambos efectos antrópicos suelen también aumentar en los bordes y en los fragmentos de menor tamaño dado que son más accesibles por los humanos (Paviolo et al., 2009; Woodroffe y Ginsberg, 1998).

El Bosque Atlántico es una ecorregión que sufrió un largo proceso de fragmentación debido a la conversión de bosque nativo a distintos usos productivos (De Angelo, 2009; Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003) quedando en la actualidad entre el 11 % y el 17 % de la cobertura original (Fundación Vida Silvestre Argentina y WWF, 2017; Ribeiro et al., 2009). Para la porción brasilera, más del 40 % del bosque remanente consiste en fragmentos de menos de 250 ha y únicamente el 0,03 % de los fragmentos tienen superficies superiores a 10.000 ha, existiendo una gran proporción de bosque bajo efectos de borde (el 70 % del bosque está localizado a menos de 250 m del borde con otro uso de la tierra- Ribeiro et al., 2009). Sin embargo, en la Argentina el tamaño promedio de los fragmentos es 7,5 veces mayor que para Brasil (De Angelo, 2009) y todavía quedan grandes remanentes de bosque continuo, con una cobertura boscosa de más del 50 % (Zuleta et al., 2015), aunque con un decaimiento de casi un 20% en los últimos 40 años debido a la extensión de cultivos perennes y de plantaciones forestales comerciales (Izquierdo et al., 2008; Zuleta et al., 2015). Los drásticos efectos de la pérdida de hábitat y fragmentación en distintos ensamblajes de mamíferos han sido documentados en otras regiones del Bosque Atlántico, donde la cantidad de bosque remanente es considerablemente menor (<30%) y los parches presentan un alto grado de aislamiento

en comparación con lo que ocurre en Argentina (Beca et al., 2017; da Silva et al., 2015; Magioli et al., 2016, 2015, Pardini et al., 2010, 2005; Uezu et al., 2005; Vieira et al., 2009). En la provincia de Misiones, la matriz productiva contiene múltiples fragmentos de bosque nativo de diversos tamaños, la mayoría de los cuales se encuentran altamente conectados, incluyendo un gran fragmento de bosque continuo dominado por áreas protegidas. En esta provincia, son escasos los trabajos sobre el efecto de la fragmentación en la fauna (De Angelo et al., 2011; Zurita y Bellocq, 2009; Zurita et al., 2017). El proceso de pérdida de hábitat ha acrecentado la necesidad de comprender los efectos de estos cambios en las poblaciones animales, lo cual es fundamental para realizar un adecuado ordenamiento territorial y manejo de los sistemas productivos y así desarrollar estrategias adecuadas para la conservación de la biodiversidad (Gardner et al., 2009).

3.2. Objetivos e hipótesis

El objetivo general de este capítulo fue estudiar el efecto de la pérdida y fragmentación del ambiente original en el ensamble de mamíferos nativos del Bosque Atlántico del norte de la provincia de Misiones. Particularmente, evalué el efecto de las características de los fragmentos de bosque nativo y su entorno en la riqueza, composición y abundancias relativas de los mamíferos. También estudié si los remanentes más pequeños de bosque podrían funcionar como corredores que favorecen la conectividad y preservan la diversidad de mamíferos nativos en el paisaje. Para alcanzar los objetivos planteados, puse a prueba hipótesis sobre el efecto de la configuración de los fragmentos (área, aislamiento y efecto borde), el efecto de la cantidad remanente del bosque nativo y el efecto de la calidad del ambiente (tipo de ambiente circundante y accesibilidad humana, Tabla 3. 1).

3.3. Materiales y Métodos

3.3.1. Área de estudio

Llevé a cabo este estudio en el norte de la provincia de Misiones en la ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Figura 1. 1). El ambiente original es un bosque subtropical semidecídulo con una gran diversidad de plantas y animales, y donde los grandes fragmentos remanentes aún contienen el ensamble completo de mamíferos terrestres nativos de la región (Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003). El área de estudio preserva un 68% de bosque nativo, incluyendo una parte de un gran fragmento de bosque continuo (~370.000 ha incluyendo el bosque brasileño), principalmente compuesto por

áreas protegidas, y múltiples remanentes de bosque de distintos tamaños y con distinto grado de disturbios antrópicos (Campanello et al., 2007; Paviolo et al., 2009). Además del bosque nativo, los usos de la tierra predominantes incluyen las plantaciones de árboles comerciales para la producción de madera y pulpa (principalmente de pinos, *Pinus taeda*), las plantaciones de arbustos (principalmente yerba mate y té), las plantaciones de herbáceas (cultivos anuales como tabaco, maíz y mandioca), y los pastizales para uso ganadero. Las plantaciones forestales se encuentran principalmente al oeste de la provincia (Figura 3. 1) y pertenecen en gran medida a grandes empresas (Cariola et al., 2018), abarcando casi el 20% del área de estudio. Por el contrario, las plantaciones de arbustos (8%) y plantaciones de herbáceas o pastizales (2%), se encuentran principalmente al este de la región (Figura 3. 1), en propiedades de pequeña escala (10-200ha) pertenecientes a agricultores asentados en lugar (Furlan et al., 2015).

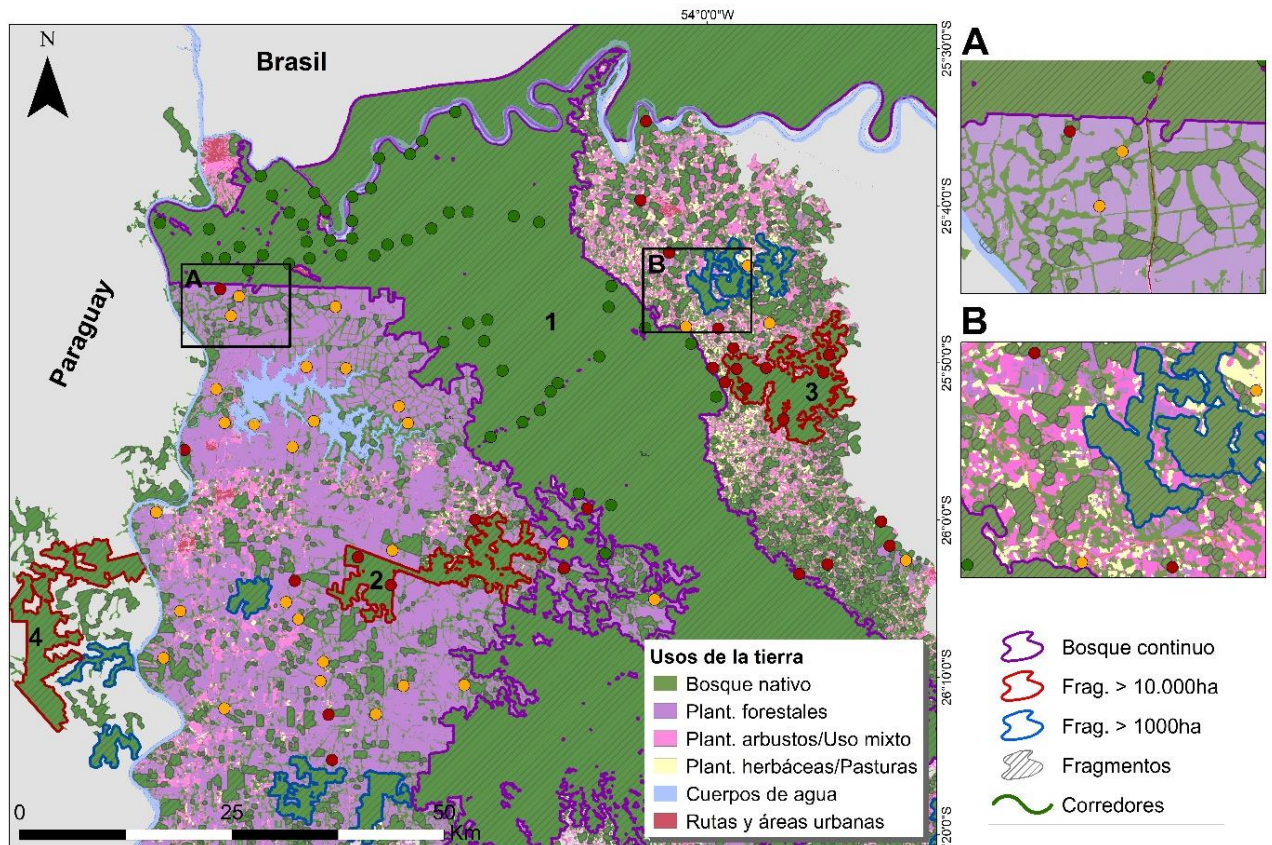


Figura 3. 1. Mapa del área de estudio ubicada en el norte de la provincia de Misiones. En el mapa se remarcan los remanentes de bosque que quedaron delimitados como “fragmentos” y se delinean con colores todos aquellos que tuvieron tamaños superiores a 1000 ha. Los fragmentos numerados corresponden a aquellos superiores a 10.000 ha y que están compuestos en parte por áreas protegidas: el fragmento n° 1 corresponde al bloque continuo de bosque; el fragmento n° 2 corresponde a Sierra Morena; el fragmento n° 3 corresponde al Corredor Urugua-í – Foerster; y el fragmento n°4 corresponde al PN Ñacunday y áreas privadas de Paraguay. Los puntos de color verde corresponden a las estaciones ubicadas en el bloque continuo de bosque (53), los de color rojo a los ubicados dentro de los fragmentos (27), y los de color amarillo a los ubicados dentro de los corredores (30).

3.2.2. Diseño de muestreo

Para estudiar el ensamble de mamíferos medianos y grandes del Bosque Atlántico, realicé un muestreo con cámaras-trampa (Reconyx HC500) desde mayo del 2013 a diciembre de 2014. El muestreo fue descrito en el capítulo I y en Iezzi et al. (2018), y consistió en la instalación de 184 estaciones de cámaras-trampa distribuidas con un diseño al azar estratificado en 3 tipos de ambientes (bosque continuo, fragmentos de bosque y plantaciones de pino), distanciadas entre sí por al menos 2 km. Para este capítulo utilicé únicamente los registros obtenidos en las 53 estaciones que fueron localizadas en el interior del bloque de bosque continuo y en las 57 estaciones que fueron localizadas en remanentes de bosque nativo que se encontraban fuera del bloque de bosque (Figura 3.1). Como los objetivos de este capítulo se focalizaron en estudiar el efecto de las características de los fragmentos en el ensamble de mamíferos, excluí las 12 estaciones que en el capítulo I fueron categorizadas como “fragmentos” pero que se encontraban en el borde del bloque de bosque, porque considerarlas como estaciones de fragmentos en sentido estricto podría ser cuestionable. Las 110 cámaras seleccionadas estuvieron activas 49,7 días en promedio (mín. 12, máx. 123 días), alcanzando un total de 5426,6 días-cámara.

Tabla 3.1. Grupos de hipótesis generales y particulares puestas a prueba sobre los cambios en riqueza, composición y abundancias relativas de los mamíferos nativos presentes en los remanentes de bosque nativo en el norte de la provincia de Misiones. Para cada set de datos (“fragmentos”, “corredores” y “todos los remanentes”) se especifican las variables medidas para representar cada hipótesis particular.

Hipótesis generales	Hipótesis particulares	Variables		
		Fragmentos	Corredores	Todos los remanentes
CONFIGURACIÓN DE LOS FRAGMENTOS				
<i>Efecto del tamaño de los fragmentos</i>				
La Teoría de Biogeografía de Islas predice una relación entre el número de especies de una isla (parches de ambiente nativo, en este caso) y el área de la misma. A su vez, a medida que disminuye el tamaño de los parches, disminuye la probabilidad de ocurrencia de algunas especies con determinados requerimientos de hábitat, por lo que también existe un efecto del tamaño del parche en la composición de especies.	Existe una relación positiva entre el tamaño de fragmento y la riqueza de especies y similitud en composición de especies con el bosque nativo continuo.	log Área	-	-
<i>Efecto del aislamiento</i>				
La Teoría de Biogeografía de Islas predice una relación entre el número de especies de una isla (parches de ambiente nativo, en este caso) y su distancia al “continente” debido a que los parches más aislados reciben menor cantidad de inmigrantes. A su vez, una de las aproximaciones a la teoría de “metapoblaciones” predice que la emigración de individuos de las grandes fuentes de fauna a los pequeños parches complementa las pequeñas poblaciones, por lo que cuanto mayor es la conectividad de los fragmentos mayor es su utilización por las especies nativas. En los sistemas terrestres el aislamiento es el resultado de la pérdida de hábitat y puede medirse como la distancia de un parche a su(s) vecino(s) y/o la distancia a las grandes áreas (“continente”) (Bender et al. 2003).	<p><u><i>Aislamiento al “continente”: distancia a la/s fuente/s</i></u></p> <p>Cuanto menor es la distancia y mayor la conectividad a los grandes fragmentos de bosque, mayor es la presencia y/o frecuencia de las especies nativas en los remanentes de vegetación nativa inmersos en la matriz productiva.</p> <p><u><i>Aislamiento “local”: distancia al vecino más cercano</i></u></p> <p>Cuanto mayor es la conectividad y cercanía de los parches de vegetación nativa entre sí, mayor es su utilización por las especies nativas.</p>	<p>Dist al Bloque Dist ≥ 10.000 ha Dist ≥ 1000 ha</p> <p>Dist.cercano Conectividad</p>	<p>“Largo”</p> <p>Dist al Bloque Dist ≥ 10000ha Dist ≥ 1000ha</p> <p>“Largo”</p> <p>Dist.cercano</p>	<p>Dist al Bloque Dist ≥ 10.000ha Dist ≥ 1000ha</p>

Tabla 3.1 Cont. Grupos de hipótesis generales y particulares puestas a prueba sobre los cambios en riqueza, composición y abundancias relativas de los mamíferos nativos presentes en los remanentes de bosque nativo en el norte de la provincia de Misiones. Para cada set de datos (“fragmentos”, “corredores” y “todos los remanentes”) se especifican las variables medidas para representar cada hipótesis particular.

CONFIGURACIÓN DE LOS FRAGMENTOS (CONT.)

<p><u>Efecto Borde</u> En un ambiente fragmentado, los remanentes de vegetación nativa inmersos en el paisaje productivo están sujetos a grandes efectos de borde que afectan tanto a la flora como a la fauna nativa.</p>	<p><u>Efecto borde en fragmentos</u> Cuanto mayor es la distancia al borde hacia el interior del fragmento, mayor es su utilización por los mamíferos nativos.</p>	Dist. Borde	-	fragmento
	<p><u>Ancho del corredor</u> Los corredores que atraviesan otros usos productivos suelen estar sometidos a grandes efectos de borde que se minimizan con el ancho efectivo del corredor por lo que cuanto mayor es el ancho de los mismos, mayor es su utilización por los mamíferos nativos.</p>	-	“Ancho”	-

PÉRDIDA DE HÁBITAT

<p><u>Cantidad de hábitat</u> La pérdida de hábitat es una de las principales causas de pérdida de especies y cambios en la composición de los ensamblajes. La cantidad de ambiente original es un indicador robusto de la pérdida de hábitat y es un buen predictor de la riqueza y composición de especies de mamíferos.</p>	<p><u>Cantidad de bosque</u> En el norte de Misiones, el bosque es el hábitat más adecuado para las especies de mamíferos nativos. Por lo tanto, cuanto mayor es la extensión relativa del bosque nativo en un paisaje productivo mayor es la utilización de los fragmentos de bosque por las especies nativas.</p>	%Bosque (radios 500 m, 1 km y 2 km)		%Bosque (radio de 500 m)
---	--	-------------------------------------	--	--------------------------

CALIDAD DEL AMBIENTE

<p><u>Efecto de la matriz</u> Dependiendo de las características de la matriz productiva, la misma puede ser percibida por los mamíferos nativos como un ambiente inhóspito y resultar una barrera para el movimiento de los individuos o bien puede ser hábitat adecuado o un ambiente permeable para algunas especies.</p>	<p><u>Efecto del tipo de ambiente circundante</u> Cuanto mayor es la extensión relativa de los ambientes productivos en un paisaje y cuanto más contrastantes sean los mismos con respecto al ambiente nativo, menor es la utilización de los fragmentos por las especies nativas.</p>	-	-	Permeabilidad del ambiente (log IPAb)
---	---	---	---	---------------------------------------

Tabla 3.1 Cont. Grupos de hipótesis generales y particulares puestas a prueba sobre los cambios en riqueza, composición y abundancias relativas de los mamíferos nativos presentes en los remanentes de bosque nativo en el norte de la provincia de Misiones. Para cada set de datos (“fragmentos”, “corredores” y “todos los remanentes”) se especifican las variables medidas para representar cada hipótesis particular.

CALIDAD DEL AMBIENTE (CONT.)

Efecto de otras presiones antrópicas

Los fragmentos de bosque nativo inmersos en un paisaje productivo suelen estar sometidos a perturbaciones humanas (ej: extracción de madera, cacería) que provocan cambios en la estructura de la vegetación con respecto a su condición original y tienen efectos negativos en los ensamblajes de mamíferos.

Costo de Acceso

La caza y la presencia de animales domésticos asociados a los humanos afecta negativamente a los ensamblajes de mamíferos, especialmente a los grandes herbívoros y a los depredadores tope, los cuales están implicados en cascadas tróficas y liberación de meso-depredadores. Cuanto mayor es la inaccesibilidad humana y el nivel de protección, mayor es la utilización de los fragmentos por las especies de mamíferos nativos.

-

-

Costo Acceso

Similitud estructural de la vegetación

Cuanto mayor es la similitud de la vegetación del fragmento a la del bosque nativo prístino, mayor es su utilización por los mamíferos nativos.

-

-

Vegetación

3.3.3. Delimitación de los fragmentos

Para poner a prueba algunas hipótesis sobre fragmentos que poseían un área núcleo (área que se encuentra a mayor distancia que el ancho del borde con el área de no-bosque -Saura et al., 2011), otras únicamente sobre corredores y otras en todos los remanentes de bosque independientemente de su tamaño, evalué el ajuste de los modelos que representan las hipótesis en 3 sets de datos distintos (Tabla 3.1 y Tabla 3.2). Para delimitar los fragmentos, utilicé la capa de bosque nativo de la provincia de Misiones actualizada para el 2014 (Zuleta et al., 2015) en un Sistema de Información Geográfico (SIG). Consideré fragmentos de bosque a todos los remanentes de bosque que poseen un área núcleo, por lo que, a todos aquellos remanentes que no cumplen con esa condición, es decir, que están compuestos 100 % por borde, los consideré “corredores”. Los corredores en este caso no necesariamente son estructuras lineales que unen dos fragmentos entre sí, ya que podrían ser también “ramas” -si es que solo están conectados a un fragmento-, o “islas” -si es que no están conectados a ningún fragmento (Saura et al., 2011). Para detectar la presencia o no de un área núcleo en los remanentes de bosque, definí un ancho de borde de 200 m. Si bien esta definición del ancho de borde es compleja y arbitraria, su valor es relativo a las condiciones que se evalúan como borde por lo que el criterio para definir este ancho se basó en la revisión de diferentes trabajos en áreas o contextos similares al área de estudio. Según Laurance et al. (2018), el efecto borde puede variar entre 10-300m dependiendo del fenómeno o del taxón estudiado, aunque existen áreas del Amazonas donde el efecto borde puede extenderse a los 2-3 km cuando hay incidencia de fuegos (Briant et al., 2010; Cochrane et al., 2008; Cochrane y Laurance, 2002). Para los mamíferos, el efecto de borde reportado por otros autores varió entre 150 m para primates (Lenz et al., 2014), 120-160 m como mínimo para roedores (Stevens y Husband, 1998) y 200 m como mínimo para los grandes felinos (Beier, 1993; Rabinowitz y Zeller, 2010), aunque es escasa la literatura que evalúa efectivamente el ancho del borde que podría tener un efecto en este taxón (no incluyendo el efecto de la caza, que suele extenderse mucho más allá de 200 m, ver Paviolo et al. 2009). Seleccionando para este análisis un borde de 200 m, aseguré que todos los fragmentos tengan una superficie de al menos 4 ha, tamaño mínimo para la subsistencia de muchas especies de mamíferos

(Michalski y Peres, 2005; Pardini et al., 2005), y que los bosques protectores de los ríos principales y del perímetro del lago Urugua-í sean considerados como corredores (la Ley XVI N°105 de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la provincia de Misiones asigna la máxima categoría de conservación a un ancho de 200 m). De esta manera, delimité 1377 fragmentos (incluyendo el bloque de bosque continuo) que tuvieron una superficie promedio de 361.01 ± 8381.87 ha (Figura 3. 1 y Figura 3. 2). Veintisiete de mis estaciones quedaron ubicadas en 19 fragmentos de entre 14 y 10.391 ha (promedio 1254.45 ± 3133.66 ha, Figura 3. 1 y Figura 3. 2) y 30 en corredores de menos de 400 m de ancho (Figura 3. 1). Entre la totalidad de los fragmentos delimitados, logré distinguir 4 grandes grupos de fragmentos según su área (Figura 3. 1 y Figura 3. 2): a) un gran fragmento de 370.000 ha aproximadamente ($N = 53$ estaciones), correspondiente al bloque continuo de bosque y compuesto principalmente por áreas protegidas (PN Iguazú, PP Urugua-í, PP Puerto Península, Ejército Argentino, Reserva Privada San Jorge y PN do Iguazu de Brasil, Figura 3. 1); b) tres fragmentos ($N = 9$ estaciones) de alrededor de 10.000 ha correspondientes al Corredor Urugua-í – Foerster, compuesto principalmente por el PP Foerster, PP Welcz y a reservas privadas; la Sierra Morena, compuesta principalmente por el PP Esperanza y el refugio privado Aguará-í-mi; y al PN Ñacunday y alrededores del lado paraguayo (fragmentos 1, 2 y 3 de la Figura 3. 1, respectivamente); c) 10 fragmentos de entre 1000 y 3200 ha (sin estaciones de muestreo); y d) 1363 fragmentos ($N = 18$ estaciones) menores a 1000 ha (Figura 3. 1 y Figura 3. 2).

Tabla 3. 2. Hipótesis puestas a prueba en los modelos utilizando los registros de mamíferos de los fragmentos, de los corredores y de todos los remanentes de bosque en donde fue instalada una cámara-trampa.

Fragmentos (N=27)	Corredores (N=30)	Todos los remanentes de bosque (N=57)
1. Configuración:	1. Aislamiento ("largo"):	1. Calidad del ambiente:
1.1. Área*	Aislamiento "local" vs. Aislamiento al "continente"	1.1. Efecto del tipo de ambiente vs. efecto de la cantidad de hábitat (bosque*)
1.2. Aislamiento	2. Ancho	1.2. Presiones antrópicas
1.2.1. Aislamiento al "continente"		1.2.1 Costo de Acceso
1.2.2. Aislamiento "local"		1.2.2. Estructura de la vegetación
1.3. Distancia al borde*		2. Configuración:
2. Cantidad de hábitat		2.1. Fragmento vs. Corredor*
		2.2. Aislamiento al "continente"

* variables que estuvieron correlacionadas (coeficiente de Spearman = 0.70) y no pudieron ser combinadas dentro del mismo modelo

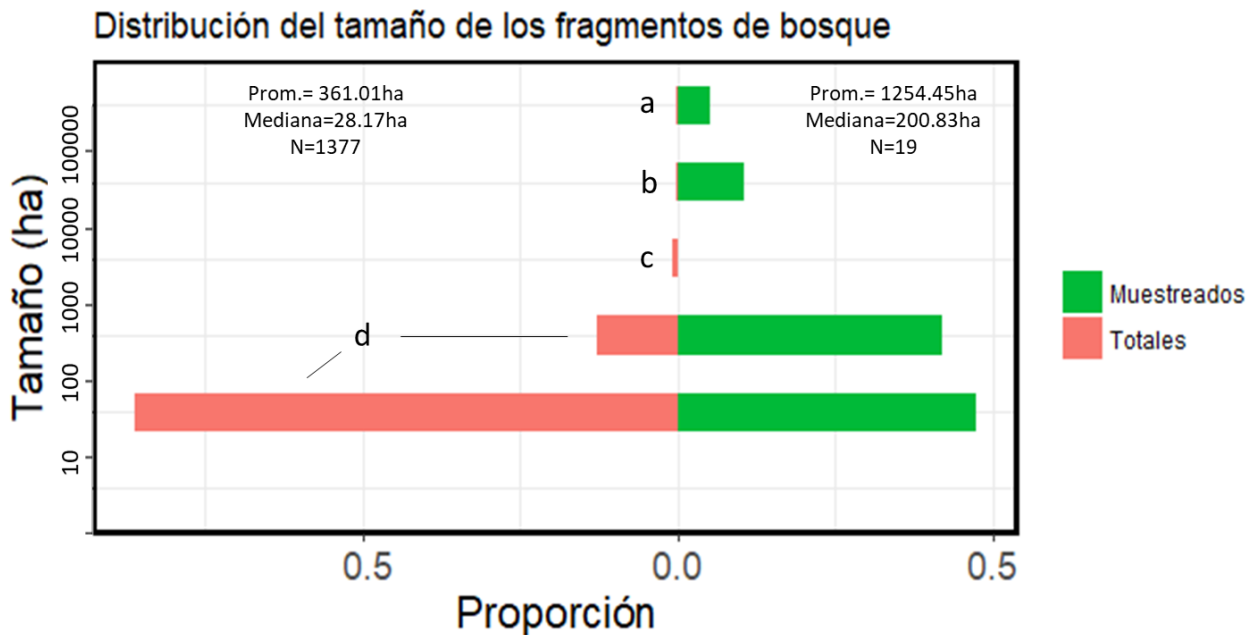


Figura 3. 2. Distribución del tamaño de los fragmentos delimitados en el área de estudio (N=1377) y relevados con al menos una cámara-trampa (N=19). La representación numérica de los diferentes tamaños de fragmentos está expresada en términos de proporción sobre el total. Los grupos de fragmentos a, b y c tienen tamaños superiores a 100.000 ha, a 10.000 ha y a 1000 ha respectivamente, y los consideré posibles fuentes poblacionales; los fragmentos menores a 1000 ha están representados en el grupo d.

3.3.4. Estimación de las variables independientes

Para poner a prueba las hipótesis propuestas en la Tabla 3.1, estimé las siguientes variables independientes (cada una correspondiente a una variante de las hipótesis particulares):

1. Tamaño del fragmento:

1.1. Área: logaritmo del tamaño del fragmento en ha (medida en fragmentos, no en los corredores)

2. Aislamiento:

2.1. Distancia a la fuente: para estimar la distancia, utilicé un modelo de conectividad funcional de menor costo (Adriaensen et al., 2003; Epps et al., 2007) que tiene en cuenta la heterogeneidad de la matriz en el paisaje. Para ello, utilicé una grilla de fricción en un SIG con distintos costos de movimiento asignados a cada uso de la tierra y usé la función de Costo-Distancia para medir el costo acumulado desde cada estación al borde de la fuente más cercana (para mayor detalle ver Capítulo II y Tabla Apéndice 2. 2). Con esta función medí la distancia desde el fragmento al bloque de bosque continuo. Para contemplar la posibilidad de que fragmentos de menor tamaño puedan también estar funcionando como fuentes poblacionales de mamíferos nativos (e.g., Jorge et al., 2013; Prist et al., 2012; Vieira et al., 2009), con la misma función estimé también la distancia de cada estación al fragmento más cercano de tamaño superior a 1000 ha y a 10.000 ha. Cuando la estación estaba ubicada dentro de un fragmento considerado posible fuente (hubo 9 estaciones ubicadas en los fragmentos de más de 10.000 ha), le asigné un valor de 0 a la distancia a esa fuente.

2.2. Distancia al vecino más cercano: para estimar esta variable realicé dos variantes distintas:

- Medí la distancia de cada fragmento muestreado al borde del fragmento más cercano (“dist. cercano”). En los corredores, la distancia fue medida desde la estación al borde del fragmento más cercano.

- Con la herramienta “Linkage Mapper” de ArcGIS identifiqué todos los fragmentos adyacentes (y que se encontraban a una distancia euclidiana ≤ 5 km) a cada fragmento con una estación de cámara-trampa y estimé las distancias entre ellos. Debido a que la conectividad de cada fragmento no solo depende de las distancias a los fragmentos adyacentes, sino también del número de fragmentos vecinos, estimé esta variable como el cociente entre el valor de la mediana de distancia y el número de conexiones de cada fragmento (“desconexión cercanos”). A esta variante solo la estimé para los fragmentos ya que los corredores carecían de límites definidos.

Para ambas medidas, estimé las distancias usando el modelo de conectividad funcional de menor costo, utilizando la grilla con costos de movimiento asignados para cada uso de la tierra, explicado anteriormente.

En el caso de los corredores, las variables estimadas para medir el aislamiento (distancia a las fuentes y distancia al fragmento más cercano), fueron consideradas como una medida del “largo” del corredor, ya que la mayoría de las estaciones no estuvieron localizadas en corredores que conectaban dos fragmentos entre sí. De esta manera, pude evaluar si los pequeños remanentes de bosque funcionan como conectores entre fragmentos cercanos o bien si contribuyen a la conectividad del paisaje a las grandes fuentes. Al estimar las distancias usando el modelo de conectividad funcional de menor costo, como el bosque nativo es el uso de la tierra que tiene el menor costo (costo de 1), en la mayoría de los casos el camino de menor costo va a ser atravesando principalmente remanentes el bosque, delineando corredores físicos o potenciales (Santos et al., 2018; Saura y Rubio, 2010). En los casos que el camino de menor costo atravesase únicamente bosque nativo (un corredor físico), el costo acumulado será igual al largo del corredor medido en kilómetros. En los casos que el camino de menor costo atravesase otros usos de la tierra (corredor potencial –no continuo), el costo acumulado será mayor a la distancia en sí misma y el valor final de costo-distancia dependerá del tipo de matriz que atravesase.

3. Efecto borde:

- 3.1. Distancia al borde: distancia entre la estación y el borde más cercano del fragmento medida en metros. Esta medida solo se pudo estimar para las estaciones localizadas en fragmentos.
- 3.2. Ancho del corredor: ya que los corredores no poseían un ancho uniforme ni un límite definido, delimité un corredor potencial de ancho máximo aplicando un buffer de 200 m (tamaño de borde utilizado para delimitar los fragmentos) al camino de menor costo desde la estación a los fragmentos más cercanos de más de 1000 ha (tamaño de fragmentos para el cual las distancias fueron las que mejor explicaron la composición de especies). Como dentro de ese corredor potencial hay también otros usos de la tierra, estimé el ancho como la densidad de bosque del corredor, es decir, el cociente entre la cantidad píxeles de bosque nativo presentes en el corredor y la cantidad de píxeles totales del corredor, y lo multipliqué por 400. De esta manera, un corredor que está compuesto 100 % por bosque tendrá un ancho de 400 m, mientras que un corredor que tiene un 50 % de bosque tendrá un valor de “ancho relativo” de 200 m.
- 3.3. Fragmento: variable categórica que discrimina los fragmentos definidos para este capítulo (que poseen un área núcleo) de los corredores, compuestos 100% de borde de hasta 200 m.

4. Cantidad de bosque:

- 4.1. Porcentaje de bosque: Estimé la proporción de bosque nativo en radios concéntricos alrededor de cada estación (“% Bosque”). Debido a que las áreas de acción de las especies que componen el ensamble estudiado es muy variable y, por lo tanto, probablemente también lo sea la escala a la cual cada una percibe el paisaje, estimé distintas variantes de esta variable utilizando distintos radios (500 m, 1 km y 2 km) (Beisiegel y Mantovani, 2006; Black-Décima, 2000; De Angelo et al., 2013; Kasper et al., 2016; Keuroghlian et al., 2004; Sanches et al., 2012; Silvius y Fragoso, 2003). A diferencia del capítulo II, decidí excluir de los análisis la variante del porcentaje de bosque en el radio de 200 m (equivalente a 12,5 ha) ya que, en este caso, representaría al bosque del

mismo fragmento y está altamente correlacionada con la distancia al borde (coeficiente de Spearman = 0.83).

5. Efecto del tipo de ambiente circundante:

5.1. Índice de Permeabilidad del Ambiente: para evaluar si la matriz de plantaciones forestales es más permeable que la que incluye cultivos de arbustos y cultivos de herbáceas o pasturas, estimé el Índice de Permeabilidad del Ambiente (IPA) según da Silva et al. (2015). Este índice estima la proporción de cada uso de la tierra en un buffer de 500m alrededor de cada estación, ponderado por un Valor de Permeabilidad (VP), utilizando la siguiente fórmula:

$$IPAb = \frac{\sum(VPs * As)}{Ab}$$

En donde IPAb= Índice de Permeabilidad del Ambiente para la estación b; VPs= Valor de Permeabilidad del uso de la tierra s; As= área ocupada por el uso de la tierra s; Ab= área total de un buffer de 500 m de radio alrededor de la estación b; b= estación de muestreo; s= uso de la tierra (bosque nativo; plantación forestal; plantación de arbustos o uso mixto; plantación de herbáceas, pasturas o áreas desnudas; rutas asfaltadas o zonas urbanas, ver Figura 1. 1). Utilicé un buffer de 500 m ya que fue el radio que mejor explicó el efecto del porcentaje de bosque en la composición de mamíferos en los fragmentos. El valor de permeabilidad asignado a cada uso de la tierra fue igual al costo de movimiento asignado en la grilla de fricción utilizada previamente (Tabla Apéndice 2. 2). Como el índice es una sumatoria, tiene en cuenta si cada estación está rodeada por más de un uso de la tierra: si el valor del índice es igual a 1, significa que la estación está rodeada 100 % por bosque nativo, si el índice tiene un valor entre 1 y 5, probablemente la estación está rodeada por una combinación de bosque nativo y plantación forestal, y si tiene valores superiores significa que está rodeada por una matriz mixta que incluye otros usos de la tierra no forestales (cuanto mayor es este valor, mayor es la proporción de los usos más “costosos”). Utilicé el logaritmo del IPAb para tener una distribución lineal con

las variables respuesta. Debido a que este índice tiene en cuenta también la proporción de bosque en el buffer de 500 m, para evaluar si el tipo de matriz tiene un efecto o simplemente es la proporción de bosque en el entorno el factor más importante para la riqueza y composición y abundancias relativas de las especies, contrasté el modelo que contiene la variable IPAb con el que contiene el porcentaje de bosque en el mismo radio (la variable % Bosque no considera un costo diferencial para los distintos usos antrópicos) y descarté el que tuvo el mayor valor de AIC.

6. Efecto de otras presiones antrópicas:

6.1. Costo de Acceso: para evaluar si la presencia humana y la cacería tienen un efecto sobre la riqueza, composición y abundancias relativas de los mamíferos en los remanentes de bosque, estimé la accesibilidad humana siguiendo a De Angelo et al. (2011). Utilizando la función de Costo-Distancia en un SIG, estimé el costo de acceso (medido en horas) que implica ir desde la ciudad o pueblo más cercano a cada estación de muestreo, utilizando los caminos de menor costo (principalmente rutas y ríos). En el modelo disminuí a la mitad la velocidad de movimiento dentro de las áreas protegidas de manera que el control de cacería, que puede hacer que los cazadores eviten esas áreas, sea tenido en cuenta en la variable (para más detalle ver Capítulo II y Tabla Apéndice 2. 2).

6.2. Estructura de la vegetación: Para evaluar la variación en la vegetación nativa entre los distintos remanentes de bosque, realicé un muestreo de vegetación en cada estación para caracterizar el tipo de bosque, el grado de intervención antrópica y la estructura arbórea. Para ello, en 4 puntos equidistantes ubicados a 10 m de la localización de la cámara estimé la abundancia relativa de algunas de las especies o géneros dominantes de plantas del sotobosque tales como el ñandipá (*Sorocea bonplandii*), pariparoba (*Piper sp.*), las cañas tacuarembó (*Chusquea ramosissima*), yatevó (*Guadua trinii*), y tacuapí (*Merostachis clausenii*), y otras formas vegetales (lianas, helechos, gramíneas), consideradas características de distintos tipos de ambientes de bosque en Misiones (bosques primarios en buen estado de conservación, bosques altamente intervenidos y

bosques secundarios). Para esto utilicé una escala relativa con valores de 0 (ausencia) a 3 (máxima abundancia posible para cada especie). Además, estimé la densidad de árboles (con un DAP > 10 cm) y el área basal por ha, utilizando el método de los cuartos (Krebs, 1989). Finalmente, contabilicé los individuos adultos de las palmeras palmito (*Euterpe edulis*) presentes en un área equivalente a ¼ ha centrada en el punto de muestreo ya que es una especie que se encuentra presente únicamente en bosques maduros en buen estado de conservación (Gatti et al., 2011). Con todas las mediciones realizadas, realicé un Análisis de Componentes Principales (PCA) basado en correlaciones y utilicé el eje principal (primer componente) como variable resultante de vegetación. Este eje caracteriza un gradiente de vegetación con valores positivos en las estaciones que poseen especies de sotobosque típicas del bosque en buen estado de conservación y una alta densidad de árboles y área basal, y con valores negativos en las estaciones con presencia de pastos y bambúes, característicos de ambientes con un alto grado de perturbación (Campanello et al., 2007; Zaninovich et al., 2017; Tabla Apéndice 3. 1, Figura Apéndice 3. 1).

Generé el PCA con el software Past (ver 2.17c). Para la selección de la localización de las estaciones, la delimitación de los fragmentos y la estimación del resto de las variables explicativas utilicé el software ArcGIS 10.5.1 (ESRI Inc.) utilizando la capa de usos de la tierra (grilla de 30x30m) creada para los años 2013-2014 por Zuleta et al. (2015).

3.3.5. Análisis estadístico

Para poner a prueba las hipótesis planteadas, evalué el ajuste de Modelos Lineales Generalizados que tuvieron como variable respuesta la riqueza y las diferencias en composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos nativos y como variables explicativas las variables antes descriptas. Debido a que algunas estaciones estuvieron localizadas dentro un mismo fragmento, para los modelos correspondientes a los fragmentos realicé Modelos Lineales Generalizados Mixtos, con la identidad del fragmento como factor aleatorio.

Estimación y distribución de las variables respuesta

Para evaluar el efecto de las variables en la riqueza de mamíferos, definí como variable respuesta al número de especies observado en cada estación, por lo que utilicé una distribución de Poisson en todos los modelos, corroborando que el parámetro de sobredispersión sea ≈ 1 . Como el esfuerzo de muestreo fue distinto para cada estación, incluí el número de días que estuvo activa cada cámara como un offset en los modelos.

Para estudiar las diferencias en composición y abundancias relativas, usé la tasa de registros de cada especie en cada estación calculada como el número de registros independientes/número de días en que la cámara estuvo activa. Con las tasas de registros de especies estimadas en las estaciones ubicadas en remanentes de bosque y en las estaciones de bosque continuo realicé un NMDS para ordenar los sitios de muestreo de acuerdo a su similitud en la composición y abundancias relativas de especies de mamíferos (usando el índice Morisita-Horn). Con los valores (scores) de los ejes 1 y 2 del bi-plot obtenido, estimé el centroide de los 53 sitios del bosque continuo para utilizarlo como la comunidad de referencia y calculé la distancia euclidiana entre cada estación de muestreo de un remanente y este centroide. Esta distancia euclidiana representa la diferencia en la composición de especies dominantes del ensamble de los remanentes en relación con el ensamble de mamíferos del bosque continuo que en este caso uso como referencia (el ensamble original). Realicé los modelos para las diferencias en composición asumiendo una distribución normal en todos los casos. En todos los modelos corroboré que los residuos se distribuyan aleatoriamente y con variabilidad constante.

Selección de modelos

Cada hipótesis general contiene una o más hipótesis particulares alternativas (representadas por variables), pero que no necesariamente son excluyentes (Tabla 3.1). Por tal motivo, dentro de cada hipótesis general busqué la hipótesis o combinación de hipótesis particulares que tuvieran el mejor apoyo con los datos. Una

vez seleccionada/s la/ variable/s que mejor representan cada hipótesis general, busqué la hipótesis o combinación de hipótesis generales que mejor explicaran la configuración de los fragmentos, la pérdida de hábitat y la calidad del ambiente (Tablas 3.1 y Tabla 3. 2). Para seleccionar las mejores variables dentro de cada grupo de hipótesis (generales y particulares), generé modelos con todas las combinaciones posibles de variables no correlacionadas. Cada set de modelos fue ordenado usando el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc) y seleccioné las variables que estaban incluidas en los modelos que tenían un $\Delta\text{AICc} \leq 2$. Los modelos que contenían “variables no informativas” fueron eliminadas del análisis (variables que se adicionan al mejor modelo pero que no contribuyen a un mejor ajuste ya que, si bien el ΔAICc del nuevo modelo se aproxima a 2, la devianza del mismo es muy similar a la del mismo modelo sin esa variable -Anderson, 2008; Arnold, 2010; Burnham y Anderson, 2002), y la importancia de las mismas fue corroborada analizando si su intervalo de confianza (IC) del 95% incluía el cero (Anderson, 2008).

Finalmente, generé modelos finales combinando los grupos de variables seleccionadas, y evalué el efecto y la importancia de cada grupo de hipótesis y sus posibles efectos aditivos en la riqueza y la composición y abundancias relativas de mamíferos. Los modelos finales (incluyendo el modelo nulo) fueron ordenados usando el AICc y seleccioné todos aquellos que tenían un $\Delta\text{AICc} \leq 2$. En los casos en que había más de un mejor modelo seleccionado realicé un promedio de modelos para estimar los valores de beta de cada variable con sus IC del 95%. Las variables cuyos IC no incluyeron al cero son las que consideré que tenían una fuerte evidencia de tener un efecto en la variable respuesta (Anderson 2007; Dugger et al. 2015). En todos los casos usé pruebas a una cola, ya que todas las variables corresponden a hipótesis direccionales. Para el análisis con todos los remanentes de bosque, utilicé la variable de aislamiento a la fuente (Tabla 3. 2), ya que la distancia al fragmento más cercano fue medida de distinta manera en los fragmentos que en los corredores.

Para los análisis de riqueza, si bien la distancia a los fragmentos mayores a 10.000 ha fue la variable que mejor representó la configuración, decidí corroborar si además existieron diferencias en el número de especies entre los denominados “fragmentos” y

“corredores” ya que el modelo que incluyó esta variable también tuvo un $\Delta AICc > 2$ con respecto al modelo nulo. Esta variable, enmarcada en la hipótesis del efecto de borde, está relacionada también con el tamaño de los remanentes (los denominados fragmentos, a diferencia de los corredores, cuentan con un área núcleo y una superficie de al menos 14 ha) y consideré que era una variable importante para evaluar su efecto.

Para seleccionar la mejor variante de distancia a la fuente (a los fragmentos >1000 ha, >10.000 ha y al bloque continuo de bosque), de distancia/desconexión al/a los fragmento/s vecino/s más cercano/s (dist. cercano vs. desconexión cercanos) y seleccionar el radio del porcentaje de bosque (500 m, 1000 m y 2000 m), comparé cada modelo univariado utilizando el AICc y seleccioné la variante de esta variable que estaba incluida en el modelo que tenía el menor valor (Tabla Apéndice 3. 2 y Tabla Apéndice 3. 5). Seguí el mismo procedimiento para evaluar qué variable de aislamiento representaba mejor el “largo” de los corredores (dist. cercano vs. dist. a la fuente) y para evaluar el efecto del tipo de ambiente, contrastando el AICc del modelo que incluía el Índice de Permeabilidad del Ambiente con el que incluía el porcentaje de bosque en el mismo radio (500 m) (Tabla 3. 2).

Con los residuos de los mejores modelos finales y utilizando ArcGIS 10.3.1 (Spatial Statistic Tools), calculé el Índice de Moran (Moran, 1950) para evaluar si existe autocorrelación espacial no contemplada por las variables incluidas en el modelo.

Para todos los análisis eliminé una estación ubicada en un corredor y, para el análisis de fragmentos, una estación de un fragmento, que se comportaban como datos atípicos e influyentes (presentaban valores altos de distancia de Cook y se comportaban como outliers en el gráfico de residuos vs. predichos). Ambos sitios tienen alta similitud con el bosque continuo, pero tienen elevadas distancias a las fuentes. Estas estaciones están cercanas a la ribera del Río Paraná, que, a pesar de estar cercanas al fragmento del PN Ñacunday (de aproximadamente 10.000 ha), el costo acumulado a esa posible fuente es elevado debido al costo que implica cruzar el río. Es probable que, en los mapas de bosque nativo, esté subestimado el bosque ribereño que bordea el Río Paraná y que éste podría estar contribuyendo a que la

composición de especies nativas en el límite oeste de la provincia sea más similar a la del bosque continuo que la que se esperaría en función de su distancia al mismo.

Para evaluar las correlaciones entre las variables explicatorias, realicé correlaciones de Spearman utilizando el software Infostat (ver. estudiantil 2015). Para el resto de los análisis estadísticos utilicé el software R ver. 3.2.3. Con el paquete “car” corroboré si había colinealidad entre las variables con la función “vif” (Variance Inflation Factor, Fox, 2007). Realicé el NMDS para estimar los cambios en la composición usando el paquete “vegan” (Oksanen et al., 2007). Para los modelos de fragmentos usé el paquete “lme4” (Bates y Sarkar, 2012) y para la estimación del Pseudo-R² para modelos mixtos, para la selección de modelos mediante el AICc y para el promedio de modelos utilice el paquete “MuMin” (Bartoń, 2016). Para las figuras utilicé los paquetes “ggplot2” y “visreg” (Breheny y Burchett, 2016; Wickham, 2014).

3.4. Resultados

En las 110 estaciones de cámaras trampa consideradas en este capítulo obtuve 3044 registros independientes de 33 especies de mamíferos nativos. El número de especies por estación en bosque continuo varió entre 1 y 15 y en los remanentes de bosque varió entre 1 y 11 especies (Tabla 3. 3) y hubo una clara diferenciación en la composición de especies dominantes del ensamble de mamíferos de los fragmentos con respecto a la del bosque continuo (Figura 3. 3).

Tabla 3. 3. Número total de especies (Spp. totales) y número promedio de especies por estación (Spp. p/estación; DE entre paréntesis) de mamíferos observados en bosque continuo, fragmentos, corredores y en todos los remanentes de bosque en el Bosque Atlántico, Misiones, Argentina. Para cada grupo de estaciones se indica también el esfuerzo promedio por estación (DE entre paréntesis) en días.

	Nro. de estaciones	Spp. totales	Spp por estación	Esfuerzo promedio
Bosque continuo	53	30	7.92 (2.5)	49.04 (17.18)
Fragmentos	27	24	6.25 (2.29)	50.11 (18.6)
Corredores	30	30	5.6 (2.28)	51.72 (25.27)
Todos los remanentes	57	30	5.91 (2.29)	50.96 (22.18)

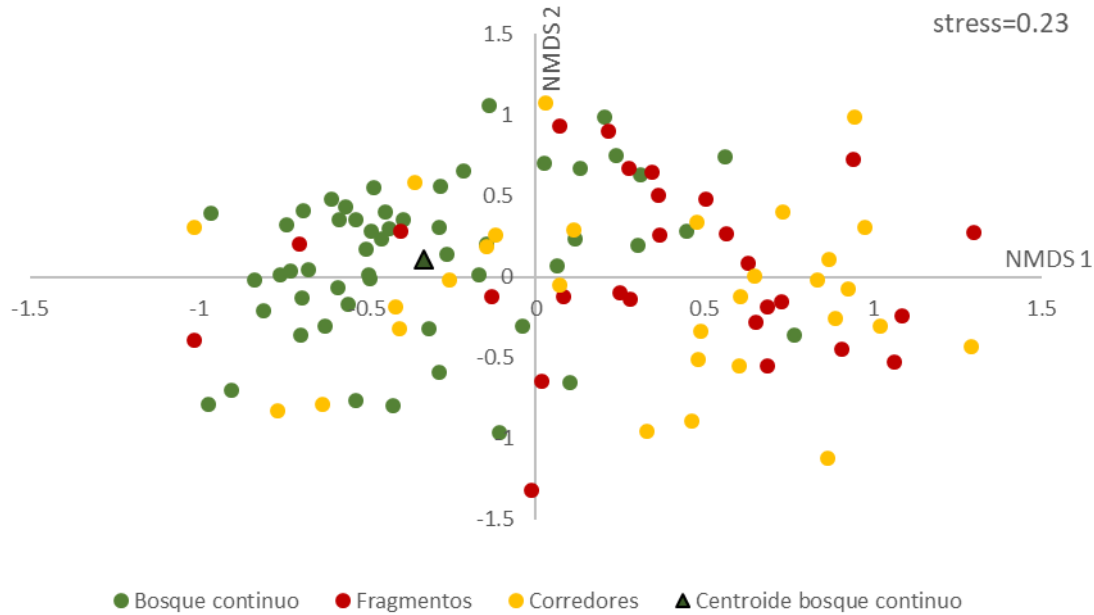


Figura 3. 3. Bi-plot del NMDS generado con las tasas de captura de mamíferos de las 53 estaciones de bosque continuo y las 57 estaciones en remanentes de bosque (27 en fragmentos, 30 en corredores) que se utilizó para medir las diferencias en composición de especies dominantes con respecto al centroide del bosque continuo. El centroide fue calculado como el promedio de los scores de los ejes 1 y 2 para las estaciones de bosque continuo.

Fragmentos

Tanto para la riqueza como para las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies, no hubo diferencias entre las distancias a las distintas posibles fuentes ni entre las distancias al fragmento vecino más cercano (todos los modelos tuvieron un $\Delta AICc < 2$, Tabla Apéndice 3. 2). Sin embargo, para la riqueza utilicé la distancia a los fragmentos de al menos 10.000 ha y para la composición los de al menos 1000 ha ya que fueron los modelos que tuvieron el menor AICc. En ambos casos la variable de desconexión a los fragmentos más cercanos explicó mejor que la distancia al vecino más cercano (Tabla Apéndice 3. 2) y la hipótesis del efecto del aislamiento fue representada tanto por el aislamiento “local” como por la distancia a la fuente o continente (Tabla Apéndice 3. 2). Para la riqueza de especies, la distancia a los fragmentos de al menos 10.000 ha fue la variable que mejor representó el efecto de la configuración del paisaje, aunque sin grandes diferencias con las demás variables (todos los modelos univariados tuvieron un $\Delta AICc < 2$, Tabla 3. 4), mientras

que para la composición de especies la distancia al borde fue la más importante (Tabla Apéndice 3. 2 y Tabla 3. 4).

Las variables de configuración y de cantidad de hábitat utilizadas no fueron importantes para explicar la riqueza de mamíferos en los fragmentos de bosque ya que ningún modelo fue mejor que el modelo nulo (Tabla 3. 4).

Tabla 3. 4. Modelos que mejor representaron las hipótesis de configuración del paisaje y de cantidad de hábitat y que tuvieron mayor efecto en la variación en la riqueza y en las diferencias en la composición y abundancias relativas de especies de mamíferos en los fragmentos con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. Para cada modelo (incluyendo el nulo) se informa el valor de AICc y el valor de R² marginal (R²_m) y R² condicional (R²_c). El valor de z corresponde al índice de Moran (valores mayores a 2 implican autocorrelación espacial positiva o agrupamiento (Moran, 1950) que fue estimado para el mejor modelo. Los valores de AICc en negrita corresponden a los modelos que tuvieron el menor valor y que su $\Delta AICc > 2$ con respecto al modelo nulo.

Modelos/hipótesis	R ² _m /R ² _c	AICc	# parámetros	Valor de z
<u>Riqueza</u>				
Configuración				
Aislamiento al "continente" (dist. ≥ 10000 ha)	0.005/0.005	125.9	3	
Área	0.001/0.001	127	3	
Aislamiento "local" (desconexión cercanos)	0.001/0.003	127	3	
Distancia al borde	0.001/0.001	127.3	3	
Cantidad de hábitat				
% Bosque 2 km	0.002/0.002	126.6	3	
Configuración + Cantidad de hábitat				
Nulo	0	124.8	2	
<u>Composición</u>				
Configuración				
Distancia al borde	0.065/0.88	16.3	3	
Cantidad de hábitat				
% Bosque 500 m	0.24/0.93	13.7	3	-2.2
Configuración + Cantidad de hábitat				
Nulo	0	19.9	2	

El valor de R² corresponde al Pseudo R² estimado para modelos mixtos: el R² marginal representa la varianza explicada por los efectos fijos y el R² condicional la varianza explicada por los efectos fijos y aleatorios.

Las estaciones de fragmentos tuvieron una composición y abundancias relativas de especies más similares a la del bosque continuo cuanto mayor fue la proporción de bosque en un radio de 500 m (Tabla Apéndice 3. 5, Tabla Apéndice 3. 6, Tabla 3. 5,

Figura 3. 4), siendo el efecto de la cantidad de hábitat más importante que el de las variables de configuración de los fragmentos (Tabla 3. 4).

Tabla 3. 5. Efecto del porcentaje de bosque en un radio de 500 m alrededor de cada estación en las diferencias en la composición y abundancias relativas de especies de mamíferos en los fragmentos con respecto al bloque continuo de Bosque Atlántico. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. Los parámetros, el error estándar y los intervalos de confianza del 95% fueron obtenidos del modelo lineal general mejor ranqueado.

Variable	Parámetro	Error Estándar	Intervalo de confianza del 95%	
			IC inferior	IC superior
Intercepto	1.883	0.271	1.351	2.414
% Bosque (500m)	-1.219	0.354	-1.81	-0.634

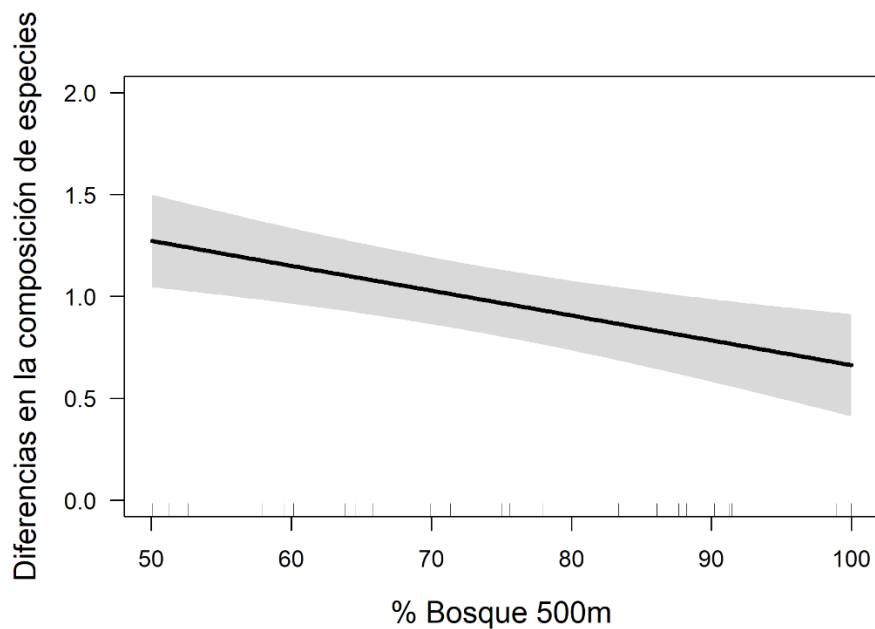


Figura 3. 4. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición y abundancias relativas de mamíferos de todos los fragmentos: las diferencias en composición con respecto al bosque continuo en función del porcentaje de bosque en un radio de 500m alrededor de cada estación. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro con sus intervalos de confianza del 95% representada por el área gris.

Corredores

Para la riqueza de especies en los corredores, el largo a las fuentes de más de 10.000 ha fue el que generó el mejor modelo (aunque sin diferencias con el producido con las distancias a los fragmentos de más de 1000 ha, Tabla Apéndice 3. 7), siendo esta la única variable que tuvo un efecto importante (Tabla 3. 6 y Figura 3. 5 y Tabla Apéndice 3. 8).

Analizando las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies, la distancia a las fuentes de al menos 1000 ha fue la que generó el modelo con mejor ajuste, aunque no hubo diferencias entre todas las medidas de distancia y ningún modelo fue distinto del nulo (Tabla Apéndice 3. 7 y Tabla Apéndice 3. 8 y Tabla 3. 6).

Tabla 3. 6. Modelos que mejor representaron las hipótesis de “ancho” y “largo” de los corredores y que explicaron la variación en la riqueza y las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos en los corredores con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que una menor distancia (variable respuesta del modelo) implica una mayor similitud. Para cada modelo (incluyendo el nulo) se informa el valor de AICc y el valor de R². El valor de z corresponde al índice de Moran (valores mayores a 2 implican autocorrelación espacial positiva o agrupamiento (Moran, 1950) que fue estimado para el mejor modelo. Los valores de AICc en negrita corresponden a los modelos que tuvieron el menor el menor valor y que su $\Delta AICc > 2$ con respecto al modelo nulo.

Modelo/hipótesis	R ²	AICc	# parámetros	Valor de z
<u>Riqueza</u>				
Largo				
Distancia al "continente" (dist. ≥ 10.000ha)	0.27	130.5	2	-0.83
Ancho	0.001	132.9	2	
Largo + Ancho	0.27	139.7	3	
Nulo	0	137.4	1	
<u>Composición</u>				
Largo				
Distancia al "continente" (dist. ≥ 1000ha)	0.006	38.9	2	
Ancho	0.12	35.2	2	
Largo + Ancho	0.15	36.9	3	
Nulo	0	36.6	1	

El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

Tabla 3. 7. Efecto de la distancia a los fragmentos de más de 10.000ha (“largo”) en la riqueza por estación (por día) de mamíferos de los corredores del Bosque Atlántico. Los parámetros, el error estándar y los intervalos de confianza del 95% fueron obtenidos del modelo lineal general mejor ranqueado.

Variable	Parámetro	Error Estándar	Intervalo de confianza del 95%	
			IC inferior	IC superior
Intercepto	-1.982	0.114	-2.205	-1.758
Dist. \geq 10000ha (unidades de costo)	-0.018	0.006	-0.024	-0.007

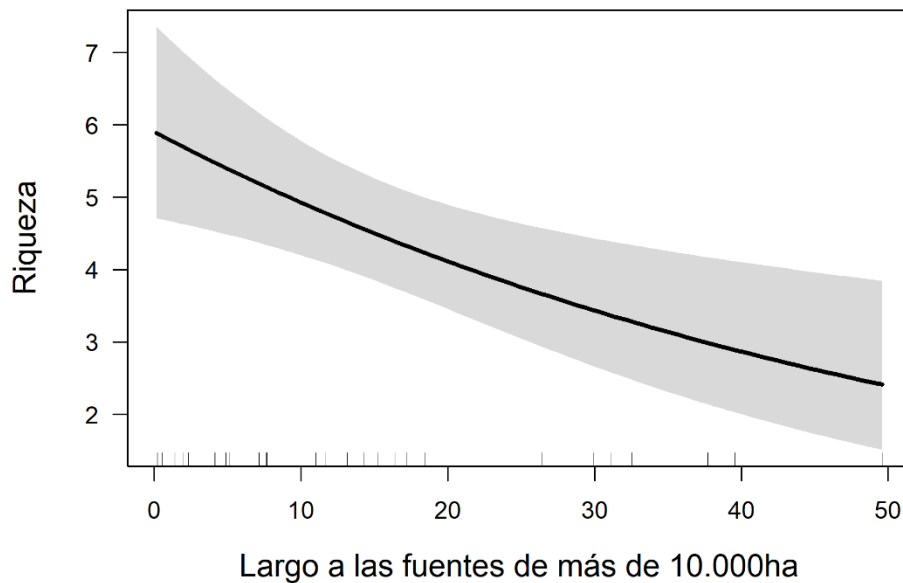


Figura 3. 5. Representación del mejor modelo que explica la variación en la riqueza de mamíferos de los corredores: el número de especies por estación en función de la distancia (en unidades de costo, 1 unidad de costo \approx 1 km lineal dentro del bosque) al borde del fragmento \geq 10.000ha más cercano (“largo del corredor”). La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro con sus intervalos de confianza del 95% representada por el área gris.

Todos los remanentes de bosque

Para los modelos de riqueza, la proporción de bosque en el ambiente (en un radio de 500 m) generó un mejor ajuste que el tipo de ambiente circundante y la calidad del ambiente estuvo también explicada por el costo de acceso y la estructura y composición de la vegetación (Tabla Apéndice 3. 9 y Tabla 3. 8). La configuración del paisaje estuvo mejor representada por la distancia a las fuentes de al menos 10.000 ha (Tabla Apéndice 3. 11 y Tabla 3. 8). Hubo varios modelos que resultaron importantes para la riqueza y el modelo promedio incluyó todas las variables seleccionadas para la

calidad del ambiente y la configuración del paisaje (Tabla Apéndice 3. 12, Tabla 3. 8 y Tabla 3. 9). El número de especies aumentó con el costo de acceso y con la proporción de bosque en el entorno y disminuyó con la distancia a las fuentes (Tabla 3. 9, Figura 3. 6). La estructura de la vegetación también fue una variable incluida en los mejores modelos, aunque no resultó tener un efecto importante (Tabla 3. 9). Si bien la variable “fragmento” no fue la que mejor representó el efecto de la configuración (Tabla Apéndice 3. 11), los fragmentos tuvieron mayor riqueza de mamíferos que los corredores (Tabla Apéndice 3. 13 y Figura 3. 7).

Tabla 3. 8. Modelos que mejor representaron las hipótesis de calidad del ambiente y configuración del paisaje y que explicaron la variación en la riqueza y las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos en todos los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. Para cada modelo (incluyendo el nulo) se informa el valor de AICc y el valor de R². Los valores de z corresponden al índice de Moran (valores mayores a 2 implican autocorrelación espacial positiva o agrupamiento (Moran, 1950) que fueron estimados para los mejores modelos. Los valores de AICc en negrita corresponden a los modelos que tuvieron el menor el menor valor (y que su $\Delta AICc < 2$) y que su $\Delta AICc > 2$ con respecto al modelo nulo.

Modelo/hipótesis	R ²	AICc	# parámetros	Valor de z
<u>Riqueza</u>				
Calidad del ambiente				
% Bosque 500m + Costo de Acceso + Vegetación	0.28	237.8	4	1.49
Configuración				
Aislamiento al "continente" (dist. ≥ 10.000ha)	0.17	239.6	2	-0.2
Calidad del ambiente + Configuración	0.31	238.9	5	0.69
Nulo	0	246.3	1	
<u>Composición</u>				
Calidad del ambiente				
Efecto del tipo de ambiente	0.17	49.4	2	0.41
Configuración				
Aislamiento al "continente" (dist. ≥ 10.000ha)	0.008	58.4	2	
Fragmento vs. Corredor	0.007	58.5	2	
Calidad del ambiente + Configuración	0.17	53.7	4	
Nulo	0	56.6	1	

El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

Para la composición y abundancias relativas de las especies, la configuración del paisaje estuvo mejor representada por la distancia a las fuentes de al menos 10.000 ha (aunque casi sin diferencias con las distancias a los demás tamaños de fragmentos,

Tabla Apéndice 3. 11) y por la presencia de un área núcleo en los remanentes (variable “fragmento”, Tabla Apéndice 3. 11 y Tabla 3. 8). La calidad del ambiente estuvo explicada por el tipo de ambiente circundante (Tabla Apéndice 3. 9 y Tabla 3. 8), siendo esta variable la que mejor explicó la composición y abundancias relativas de las especies y la única que tuvo un efecto importante (Tabla 3. 8 y Tabla 3. 9). Las diferencias en composición de especies dominantes aumentaron al aumentar este índice, lo cual indica que cuanto más distinto es el ambiente que rodea a una estación, mayor es la diferencia en la composición de especies con respecto al ensamble del bosque continuo (Figura 3. 8 y Figura 3. 9).

Tabla 3. 9. Variables que afectan a la riqueza por estación y a las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos en los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. Los parámetros, el error estándar y los intervalos de confianza del 95% fueron obtenidos del promedio de los modelos lineales generales mejores renqueados para la riqueza y del mejor modelo para la composición de especies, utilizando las variables estandarizadas y centralizadas.

Variable	Parámetro	Error Estándar	Intervalo de confianza del 95%	
			IC inferior	IC superior
<u>Riqueza</u>				
Intercepto	-2.198	0.057	-0.246	-2.087
% Bosque (500m)	0.189	0.062	0.019	0.291
Vegetación	-0.136	0.083	-0.273	0.001
Costo de Acceso	0.139	0.057	0.013	0.233
Dist ≥ 10000ha	-0.175	0.059	-0.017	-0.077
<u>Composición</u>				
Intercepto	0.981	0.049	0.883	1.079
log IPAb	0.159	0.05	0.075	0.242

IPAb: Índice de Permeabilidad del Ambiente para cada estación *b* estimado como $IPAb = \sum(VPs * As) / Ab$
(VPs = Valor de Permeabilidad del uso de la tierra s; As = área ocupada por el uso de la tierra s; Ab = área total de un buffer de 500m de radio alrededor de la estación b; b = estación de muestreo; s = uso de la tierra)

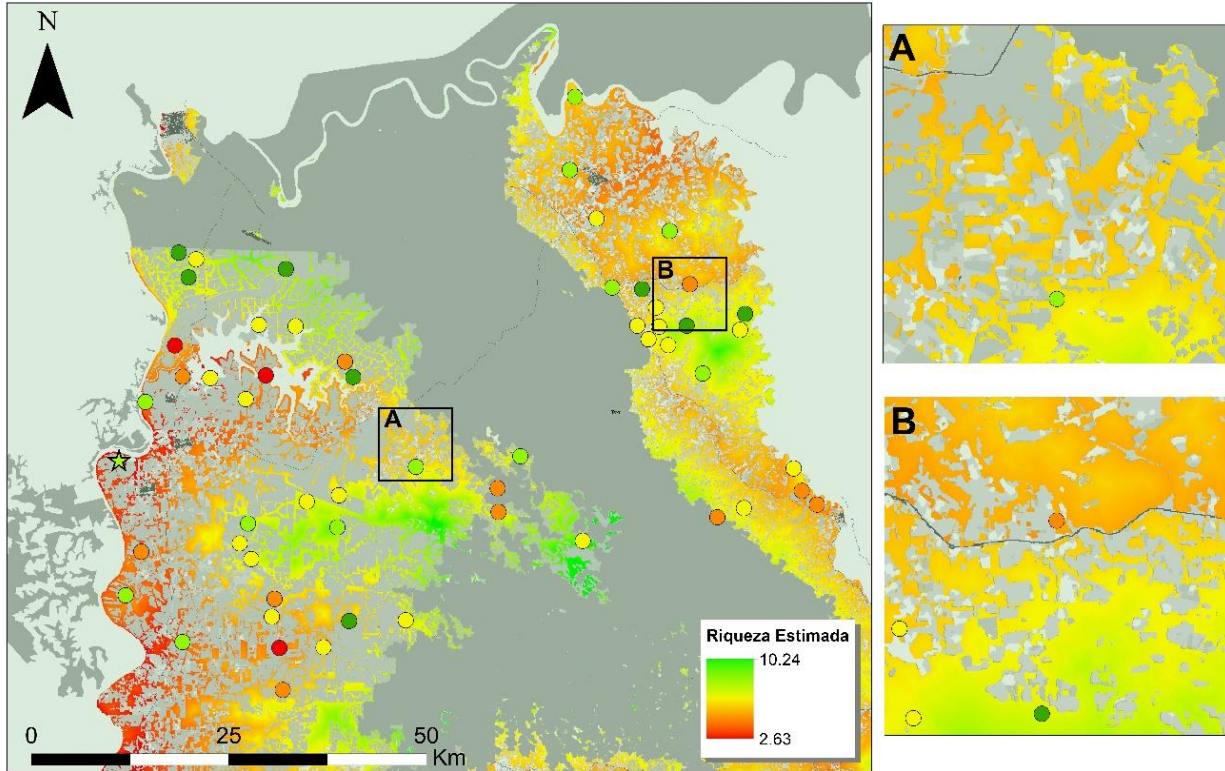


Figura 3. 6. Mapa con los valores predichos de riqueza de mamíferos en todos los remanentes de bosque según el promedio de los mejores modelos que incluyeron el % de bosque en un radio de 500m, el costo de acceso humano y la distancia a los fragmentos superiores a 10.000ha. En la predicción del mapa no está incluido el efecto de la estructura de la vegetación (variable que también estuvo incluida en el modelo promedio) debido a la imposibilidad de extrapolar esta información al resto del área de estudio y a que no resultó ser una variable con un efecto importante (su IC del 95% incluyó el cero). Los puntos corresponden a la ubicación de las estaciones en los remanentes y el color de los mismos muestra los valores de riqueza observados: tonos verdes tienen una riqueza observada mayor y tonos rojos una riqueza observada menor. La estación de "corredor" que fue descartada del análisis por ser un dato atípico está simbolizada con una estrella.

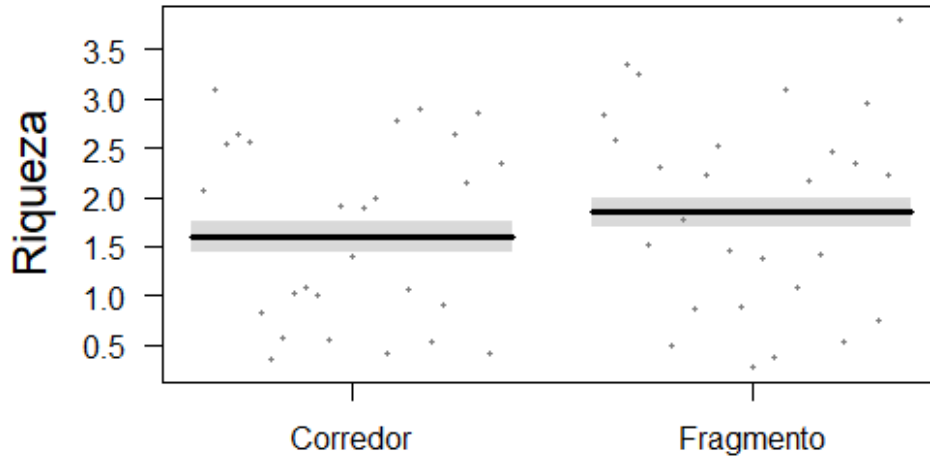


Figura 3. 7. Diferencias en la riqueza por estación de mamíferos entre los remanentes de bosque que fueron clasificados como “fragmentos” (que tienen un área núcleo) y los denominados “corredores” (que están compuestos en un 100% por borde). La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro con sus intervalos de confianza del 95% representada por el área gris. Los puntos grises corresponden a los residuos del modelo.

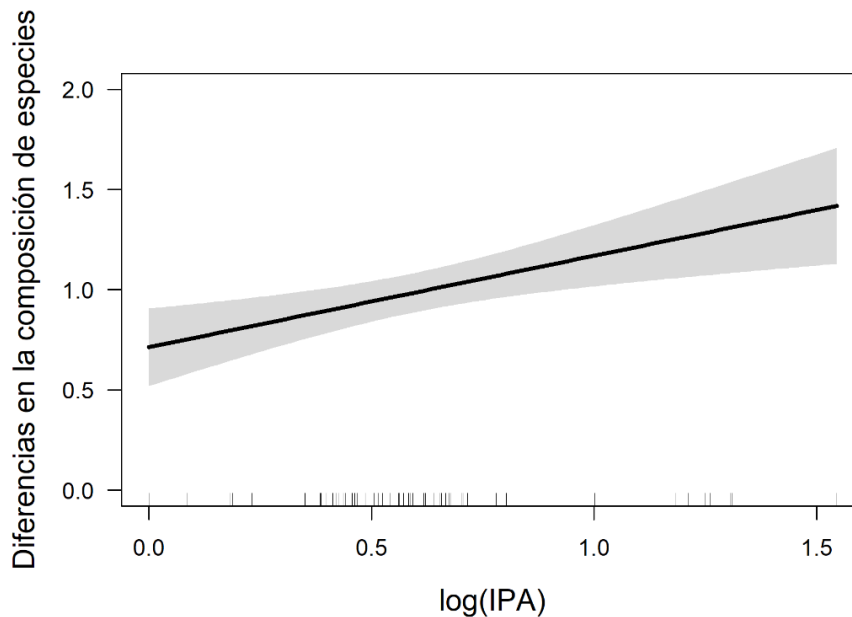


Figura 3. 8. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición y abundancias relativas de mamíferos de los remanentes de bosque: las diferencias en composición con respecto al bosque continuo en función del logaritmo del Índice de Permeabilidad de la Ambiente (IPA) para cada estación b estimado como $IPAb = \sum(VPs * As) / Ab$ (VPs = Valor de Permeabilidad del uso de la tierra s ; As = área ocupada por el uso de la tierra s ; Ab = área total de un buffer de 500m de radio alrededor de la estación b ; b = estación de muestreo; s = uso de la tierra). Un mayor valor de $IPAb$ implica una menor “permeabilidad” del ambiente. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro con sus intervalos de confianza del 95% representada por el área gris.

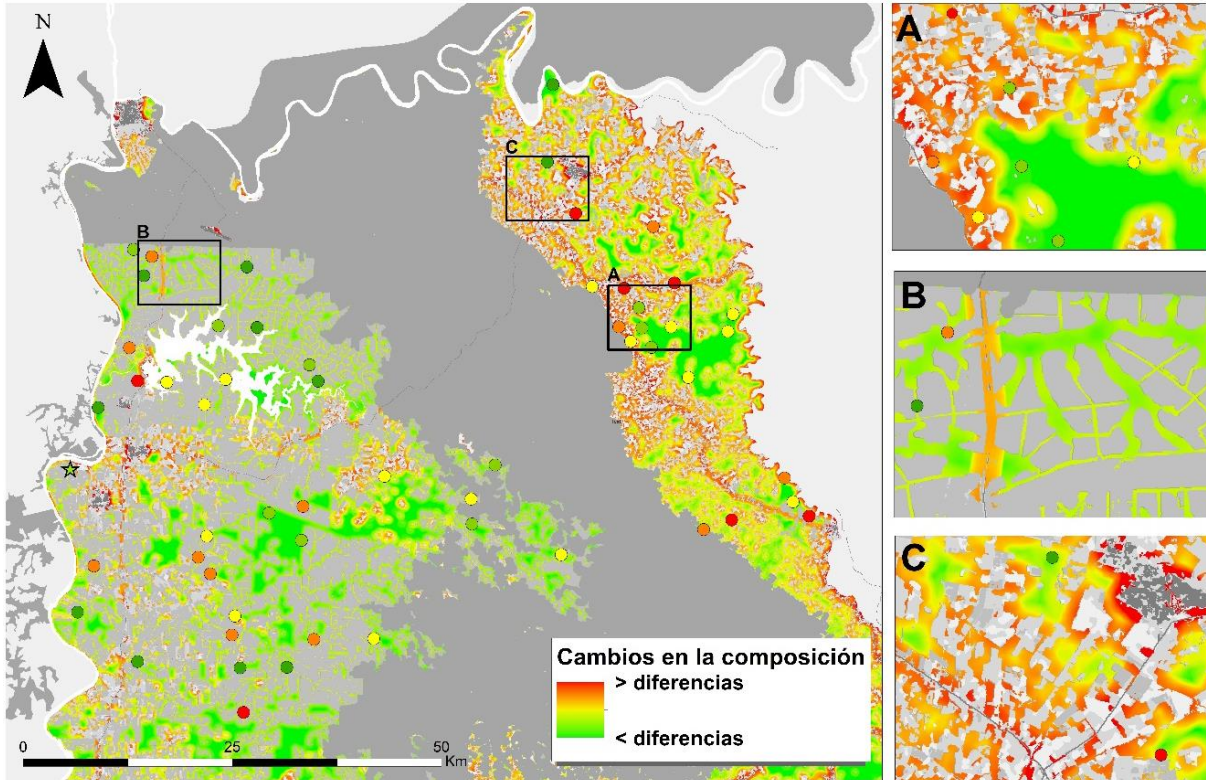


Figura 3. 9. Mapa con los valores predichos para las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies para todos los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo según el mejor modelo que incluye el Índice de la Permeabilidad de la Ambiente (IPA). Los puntos corresponden a la ubicación de las estaciones en los remanentes y el color de los mismos muestra los valores de diferencias en la composición observados (distancia al centroide de bosque continuo en el NMDS): tonos verdes tienen una composición similar al bosque continuo y tonos rojos tienen una composición más disímil. La estación de "corredor" que fue descartada del análisis por ser un dato atípico está simbolizada con una estrella.

3.5. Discusión

El ensamble de mamíferos nativos del Bosque Atlántico en Argentina se vio afectado por el reemplazo del bosque nativo por distintos usos de la tierra. El tipo de uso productivo y la cantidad de bosque circundante son las variables que más influyeron en los cambios en la composición y abundancias relativas de los mamíferos en los parches de bosque, mientras que el número de especies presentes en los mismos se vio afectado también por la distancia a las grandes fuentes poblacionales y por la accesibilidad humana. Estos resultados son consistentes con lo que sugieren otros autores: en paisajes con alta cobertura de vegetación nativa, como es el caso del norte de Misiones, en donde la proximidad entre parches es elevada, es esperable que la

configuración de los fragmentos no sea un factor importante en las abundancias de las especies, sino que la pérdida y transformación del hábitat sean los principales determinantes de la conservación de la biodiversidad en el paisaje (Andrén, 1994; Pardini et al., 2010).

3.4.1. Efecto de la configuración del paisaje: efecto del área, aislamiento y efecto borde

Si bien la Teoría de Biogeografía de Islas (Mac Arthur y Wilson, 1967) es ampliamente utilizada para intentar predecir los cambios en la riqueza de los ambientes fragmentados (e.g., Prugh et al., 2008; Vieira et al., 2009), el tamaño de los fragmentos de bosque y su aislamiento no tuvieron ningún efecto en la riqueza de mamíferos nativos de los remanentes de bosque cuando estos poseían un área núcleo (fragmentos de 14ha como mínimo en este caso). Sin embargo, como era esperado, los grandes remanentes de bosque podrían estar funcionando como fuentes poblacionales ya que la distancia a las mismas resultó ser un factor determinante en la riqueza de especies en los parches de vegetación nativa cuando en los análisis se tuvieron en cuenta también los remanentes de menor tamaño (los “corredores”). Este resultado es consistente con los obtenidos para el Capítulo II, en donde demostré la importancia del bloque de bosque como reservorio de especies nativas y el efecto de la distancia al mismo en la riqueza de especies en el paisaje productivo (Iezzi et al., 2018).

Si bien los dos grandes fragmentos de aproximadamente 10.000 ha presentes en la provincia no tienen exactamente la misma composición y abundancias relativas de especies que el bloque de bosque (ver Figura Apéndice 3. 2), los resultados de este capítulo indican que son importantes por su aporte al número de especies (la riqueza en estos fragmentos es similar a la del bosque continuo, ver Tabla Apéndice 3. 14). Ambos fragmentos están compuestos por áreas protegidas provinciales y privadas, pero rodeadas de parches de bosque pertenecientes a campos privados sin ninguna categoría de protección. Es por ello importante conservar estas áreas y fomentar la implementación de incentivos para evitar los desmontes en las tierras privadas. El Corredor Ecológico Urugua-í – Foerster, por ejemplo, fue creado gracias a la compra de tierras para la generación de reservas privadas que favorecieron la conectividad

entre los parques provinciales y contribuye a la conservación de la biodiversidad en la región (Barzan et al., 2015; Martínez Pardo et al., 2017). Futuros trabajos deberían evaluar el estado de conservación de los mamíferos en los fragmentos de menor tamaño (de entre 1000 ha y 10.000 ha), ya que las distancias a estas posibles fuentes fueron igualmente importantes en su aporte a la riqueza de especies (ver Tabla Apéndice 3. 11).

3.4.2. Efecto de la cantidad de hábitat

Un debate que continúa hasta la actualidad es sobre el verdadero efecto de la fragmentación y de los cambios en la configuración de los componentes del paisaje (Bennett et al., 2006; Fahrig, 2017, 2013; Fletcher et al., 2018), ya que varios autores sugieren que la cantidad de hábitat es la variable que mejor explica los cambios en la biodiversidad (Beca et al., 2017; Bender et al., 2003; Radford et al., 2005; Zurita y Bellocq, 2009). En este capítulo decidí utilizar un subconjunto de mis datos para poder contrastar variables específicas de la configuración de los fragmentos y que hacen referencia a la Teoría de Biogeografía de Islas (área y aislamiento) con la cantidad de hábitat en el entorno y corroboré que el porcentaje de bosque que rodea a los fragmentos es el factor que mejor predice los cambios en la composición y abundancias relativas del ensamble de mamíferos en los mismos. Sin embargo, debido a que el radio utilizado en el modelo con mejor ajuste fue el menor (500 m), es probable que la variable utilizada no solo refleje la pérdida de hábitat en el paisaje, sino que también represente el efecto de un área y/o distancia al borde mínimas de los fragmentos ya que en muchos casos la cantidad de bosque en el buffer correspondía al del propio fragmento donde fue ubicado la cámara (un buffer de 500 m es equivalente a una superficie de 78,5 ha). Es probable que la deforestación y la pérdida de hábitat genere el reemplazo de especies que requieren de un área mínimo de bosque para subsistir y/o que son sensibles a las modificaciones en el ambiente que rodea a los fragmentos (como por ejemplo el agutí y la comadreja de orejas negras, -ver capítulo II y Cruz et al. en prep. - o el tapir -Beca et al., 2017) por especies generalistas que se adaptan fácilmente a los ambientes antropizados (ej. el tatú de nueve bandas o la comadreja overa, Cruz et al. en prep. y Paviolo et al., 2018).

3.4.3. Efecto de la calidad del ambiente: efecto de la matriz y otras presiones antrópicas

La pérdida y reemplazo del bosque nativo por otros usos productivos tiene un efecto negativo en la riqueza y composición de mamíferos nativos en el Bosque Atlántico (Beca et al., 2017; Cruz, 2017; De Angelo et al., 2011; Iezzi et al., 2018; Pardini et al., 2010). Sin embargo, mis resultados sugieren que el tipo de producción es un factor determinante en la conservación del ensamble. Si bien los ensambles de mamíferos registrados en las plantaciones de pino muestran cambios importantes en la composición y abundancias relativas de las especies, las mismas, en el actual contexto de paisaje, no serían ambientes completamente inhóspitos para la mayoría de las especies de mamíferos, resultando en una matriz relativamente permeable (ver también capítulo II). Por el contrario, un entorno compuesto por otros tipos de cultivos no forestales, como las plantaciones de yerba mate, té, tabaco y maíz (que generan valores altos del índice de permeabilidad del ambiente), tienen un efecto más pronunciado en la composición y abundancias relativas de las especies presentes en los remanentes de bosque, ya que los mismos podrían resultar barreras para muchas especies.

Debido a que la presencia de un dosel con árboles parece ser un factor importante para la presencia de muchos mamíferos, realizar producciones agroecológicas que, por ejemplo, contemplen cultivos bajo cubierta, podría ser una alternativa para mitigar el efecto negativo que tienen los sistemas agrícolas poco permeables (por ej. cultivos anuales y pastizales) sobre la composición de mamíferos (Cassano et al., 2014, 2012). El efecto diferencial de las actividades productivas sobre la fauna ha sido registrado en varios trabajos previos en la región (Cruz, 2017; Filloy et al., 2010; Giménez Gómez et al., 2018; Gómez-Cifuentes et al., 2017; Zurita y Bellocq, 2009). A pesar de la sugerencia general que de la producción bajo cubierta de bosque tendría un menor impacto sobre la fauna, aún se necesitan estudios sobre los efectos diferenciales de distintos tipos de cultivos agrícolas y de las áreas ganaderas en los ensambles de mamíferos, para poder generar recomendaciones y planes de desarrollo rural que promuevan sistemas productivos amigables con la biodiversidad.

Es importante remarcar que en el área de estudio que abarcó este trabajo, los usos productivos no forestales prevalecen al este de la provincia, en donde la matriz está dominada por producciones de mediana (50-200 ha.) y pequeña (< 50 ha.) escala (Chifarelli, 2010; Furlan et al., 2015). Si bien la tenencia de la tierra por parte de pequeños agricultores favorece la diversificación de la producción y muchos productores aún conservan importantes remanentes de bosque nativo en sus predios (Furlan et al., 2015), la presencia de las familias viviendo en el campo puede tener efectos indirectos en la fauna nativa asociados a actividades extractivas o a la presencia de animales domésticos que pueden afectar negativamente a la fauna silvestre, especialmente a los mamíferos (Cassano et al., 2014, 2012; Vieira et al., 2009; Zapata-Ríos y Branch, 2018), y que no están siendo contemplados en este análisis (la variable “costo de acceso” mide la accesibilidad desde las ciudades).

Otra presión antrópica importante fue la accesibilidad humana que está directamente asociada a la cacería (Di Bitetti et al., 2008; Ferreguetti et al., 2018; Galetti et al., 2017). Contrariamente a lo esperado y a los resultados que obtuve para el capítulo II, el costo de acceso humano no tuvo un efecto importante en la composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos y solo tuvo un efecto importante sobre la riqueza. Si bien algunas poblaciones de grandes mamíferos están siendo afectadas negativamente por la caza furtiva en el Bosque Atlántico (Di Bitetti et al., 2008; Galetti et al., 2017; Paviolo et al., 2018, 2009) y la accesibilidad afecta al número de especies observado en los fragmentos, esta reducción poblacional no se vio reflejada en los cambios en la composición al analizar solo los remanentes de bosque. A pesar de no haber detectado un efecto en la composición, la mayoría de los remanentes se encuentran dentro de propiedades privadas sin ninguna categoría de protección y son relativamente accesibles mediante caminos, por lo que es probable que sean altamente frecuentados por cazadores. Una posible explicación es que en este capítulo el número de estaciones consideradas en los análisis estadísticos fue menor que en el capítulo II y, por lo tanto, el menor poder estadístico puede implicar que el efecto no se vea reflejado en los modelos.

3.4.4. Características de los corredores

Dentro de un paisaje productivo, muchos de los remanentes de bosque podrían funcionar como corredores físicos o potenciales (Santos et al., 2018; Saura y Rubio, 2010). En este capítulo decidí separar un subconjunto de datos con intenciones de evaluar si los remanentes más pequeños de bosque nativo funcionan o no cómo corredores y qué características de los mismos favorecen al ensamble de mamíferos. Mis resultados muestran que, en las estaciones de muestreo más cercanas a las grandes fuentes, los pequeños remanentes presentan un mayor número de especies, pudiendo contribuir a la dispersión de las mismas hacia zonas más alejadas en el paisaje. Esto refuerza la importancia de conservar no solo las fuentes (los grandes fragmentos), sino también los pequeños fragmentos que mejoran la conectividad hacia las fuentes y mantienen la riqueza de mamíferos en el paisaje (Lees y Peres, 2008; Núñez-Regueiro et al., 2015). Si bien el tamaño de los remanentes parece ser un factor importante para la riqueza ya que los fragmentos que contaban con un área núcleo (los evaluados en mi trabajo fueron mayores a 14 ha) y con menor efecto de borde presentaron un mayor número de especies que los parches de menor superficie (anchos menores a 400 m), debido a la falta de información sobre el movimiento de las especies, no fue posible evaluar qué características mínimas deberían tener los remanentes de bosque (ej. tamaño o ancho mínimo) para que contribuyan a conservar la composición y abundancias relativas del ensamble ni tampoco la verdadera eficiencia de los mismos como elementos conectores.

La Ley nacional N°26.331 de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos remarca la importancia de mantener corredores y fomentar la conectividad entre áreas protegidas. Particularmente, las leyes de ordenamiento territorial de bosques (Ley XVI N° 105/2010.) y forestal (Ley XVI N°53) de la provincia de Misiones, exigen que se conserven fajas ecológicas y bosques protectores de lagos y cursos de agua. Sin embargo, una gran limitante de estas leyes es que utilizan criterios estructurales de superficie y distribución de los bosques nativos a nivel de predios, quedando de lado las cuestiones relacionadas a la necesidades mínimas de hábitat de la fauna asociada a estos bosques y su grado de conectividad

(Jaramillo, 2013; Martínez Pardo et al., 2017). Si bien este capítulo fue un primer abordaje para intentar establecer las características que deberían tener los corredores para que sean efectivos para la conservación del ensamble de mamíferos medianos y grandes en el paisaje, se requerirán futuros trabajos que evalúen estas cuestiones con mayor profundidad, aplicando un diseño de muestreo específico para contestar las preguntas propuestas. Un enfoque útil y de interés por su posible aplicación es el de estudios a nivel de especie, aplicando modelos de conectividad del paisaje utilizando una aproximación de la teoría de grafos (e.g., Martínez Pardo et al., 2017), que permite delimitar las áreas de bosque que podrían funcionar como corredores efectivos con mayor probabilidad.

3.4.5. Conclusiones finales y recomendaciones

La proporción de bosque remanente en el paisaje, la presencia de áreas grandes protegidas, y el tipo de matriz productiva, fueron los factores que más afectaron a la riqueza y la composición del ensamble de mamíferos terrestres medianos y grandes de los remanentes de bosque. El impacto que producen los distintos tipos de producción en la composición de especies dominantes se vio también reflejado en la importancia de la distancia desde el interior de los remanentes hacia el límite con la matriz, ya que la distancia a los bordes de los fragmentos terminó siendo la variable de configuración que mejor predice la composición y abundancias relativas de las especies en los mismos. El efecto borde y la cantidad de hábitat están altamente relacionados, y ambos reflejan la importancia de la preservación de fragmentos de tamaños intermedios o grandes que conserven un área núcleo. Si bien la cercanía al borde tiene asociado varios fenómenos tanto físicos (ej.: cambios en la temperatura y luz) como biológicos (ej.: disponibilidad de recursos) (Laurance et al., 2007, 2002), es probable que en este caso el efecto del borde esté más relacionado a un impacto del entorno antrópico (rechazo a los distintos tipos de cultivos o efecto negativo de la presencia humana o animales domésticos asociados a la matriz circundante (e.g., Bogoni et al., 2016; Di Bitetti et al., 2008; Prist et al., 2012; Zapata-Ríos y Branch, 2018) que a modificaciones en los recursos disponibles en el mismo fragmento. Debido a la gran cantidad de bosque que aún queda remanente en el área de estudio,

la pérdida y transformación del hábitat es hoy en día el factor más importante a tener en cuenta para la conservación del ensamble de mamíferos en el paisaje. Sin embargo, para mitigar los impactos que tienen los distintos usos productivos, es necesario mejorar la conectividad a las grandes fuentes poblacionales a través de corredores efectivos, fomentar sistemas agroecológicos más amigables para la fauna (ej. cultivos bajo dosel) y concientizar a la población local sobre la importancia de evitar o regular la cacería por el impacto negativo que tiene esta actividad en la comunidad de mamíferos.

Si bien en este capítulo detecté algunos patrones claros de los efectos de la pérdida y transformación del bosque en la riqueza y composición de mamíferos, el número de estaciones utilizadas fue relativamente bajo y es probable que existan otros factores que pueden estar afectando a los cambios en el ensamble y que no pudieron ser detectados con mis análisis. Es necesario en un futuro realizar un diseño de muestreo que se adecúe más a los interrogantes propuestos, en donde se utilice un número de réplicas mayor y en donde se puedan relevar fragmentos de todo el rango de tamaños, ubicando la cámara-trampa en el punto central de los mismos para tener un mejor control del efecto de borde. Sin embargo, las evaluaciones realizadas en este capítulo permitieron avanzar en esta dirección, no solo detectando algunas de las variables relevantes que afectan en la riqueza y diversidad de los mamíferos en los fragmentos y corredores inmersos en la matriz productiva, sino también expresando espacialmente los patrones encontrados que será de suma importancia para la planificación de futuros estudios y para posibles acciones de manejo que podrían llevarse a cabo en el paisaje muestreado.

Capítulo IV. Efecto de la configuración del paisaje forestal en la diversidad y composición de los ensamblajes de mamíferos de pastizal y bosque de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá.

4.1. Introducción

Las plantaciones forestales pueden tener fuertes efectos locales y regionales sobre la biodiversidad (Koh y Gardner, 2010) y existen recomendaciones generales para que el manejo forestal minimice sus impactos negativos (e.g., Lindenmayer and Hobbs, 2004). Sin embargo, las prácticas forestales varían entre regiones y sus impactos dependen de la configuración específica del paisaje y del pool regional de especies involucradas. Para comprender mejor el efecto de las plantaciones forestales en la fauna nativa es necesario conocer qué ambiente o tipo de uso de la tierra precedió al establecimiento de la plantación (Bremer y Farley, 2010; Pawson et al., 2008), ya que las mismas pueden ser más o menos similares al ambiente natural y se espera que la similitud que tengan con el tipo de hábitat original influya en la similitud de la comunidad de especies (Dormann et al., 2007; Harrison et al., 1992). Por tal motivo, varios autores sugieren que una forestación puede ser potencialmente más perjudicial para la biodiversidad en paisajes donde la vegetación natural no era un bosque sino un tipo de vegetación abierta, como pastizales o humedales (Brockerhoff et al., 2008). Incluso en algunos paisajes donde el ambiente natural es una combinación de bosques y ambientes abiertos, el efecto negativo de las plantaciones forestales sobre los ensamblajes animales fue menor cuando se comparó a los mismos con los de las comunidades de los bosques remanentes (e.g., Lantschner et al., 2008 en Patagonia y Coelho et al., 2014 en el Cerrado).

En las ecoregiones de Campos y Malezales e Iberá en el norte de Corrientes y sur de Misiones, los ambientes naturales predominantes son los pastizales y humedales, aunque también existen fragmentos de bosque en forma de “mogotes” o bosques ribereños. En esta región de Argentina, la ganadería es uno de los sistemas productivos más importantes y culturalmente más aceptados, aunque su efecto en la fauna ha sido muy poco estudiado (Cano y Leynaud, 2010; Schieltz y Rubenstein,

2016). Durante las últimas décadas la actividad forestal se ha ido expandiendo, principalmente debido al reemplazo de campos ganaderos por plantaciones de pinos o eucaliptos. En los últimos años se están promoviendo, además, sistemas de producción mixtos foresto ganaderos, comúnmente llamados sistemas silvopastoriles, que consisten en la cría de ganado en pasturas implantadas bajo el dosel de forestaciones (Luccerini et al., 2014). A pesar de que este sistema productivo puede ser beneficioso desde un aspecto social y económico (Cubbage et al., 2012; Fassola et al., 2009), las ventajas ambientales no han sido evaluadas adecuadamente, especialmente en lo referente a sus potenciales impactos en la biodiversidad. Si bien el posible impacto de la ganadería en los mamíferos no es uno de los ejes principales de esta tesis, resulta relevante para esta región tener en cuenta los efectos ambientales, no solo de la producción forestal, sino también de la ganadera tradicional y los sistemas silvopastoriles.

Hay varias características de los ambientes productivos que pueden mitigar sus impactos negativos sobre la biodiversidad. Por ejemplo, la presencia en ellos de vegetación nativa característica de los ambientes naturales puede favorecer la presencia de animales que necesitan de ésta para subsistir. Particularmente, las plantaciones forestales pueden afectar a la fauna nativa debido a la presencia de vegetación arbórea en áreas que antes eran de vegetación abierta (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Lantschner et al., 2011) pero a su vez, la estructura y composición del sotobosque en las mismas puede proporcionar alimento y refugio para algunos mamíferos, manteniendo niveles más altos de biodiversidad (Fonseca et al., 2009; Simonetti et al., 2013). Por otro lado, la presencia de ganado y las prácticas de manejo de los pastizales mediante fuego asociadas a la ganadería, también provocan cambios en la composición florística y una disminución en la altura de los pastos (Di Francescantonio, 2009; Paruelo y Piñeiro, 2004), que pueden ser factores determinantes para la conservación de ciertas especies de animales (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Cano y Leynaud, 2010; Schieltz y Rubenstein, 2016).

Además de las características de los campos forestales y ganaderos, la configuración de los elementos del paisaje productivo puede tener un efecto importante en la

conservación de la biodiversidad de la región (Bakker et al., 2002; Dormann et al., 2007). Los remanentes relativamente pequeños de pastizal y los mogotes de bosque o bosques ribereños inmersos en las áreas productivas pueden contribuir a la persistencia de especies especialistas de cada ambiente, manteniendo así la composición de los ensamblajes nativos en el paisaje (Coelho et al., 2014; Lees y Peres, 2008; Paolino et al., 2018). Incluso dentro de un paisaje predominado por pastizales, los bosques y humedales pueden funcionar como estructuras clave (“keystone structures”) ya que son estructuras distintas que proporcionan recursos y/o refugio cruciales para determinadas especies en el paisaje (Tews et al., 2004). Los parches de vegetación nativa relativamente conectados, pueden ser de importancia crítica, ya que podrían ser utilizadas por muchos animales nativos para atravesar áreas productivas (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Coelho et al., 2014; Lantschner et al., 2008). A su vez, la presencia de distintos usos de la tierra en el paisaje, tanto nativos como de origen antrópico, contribuye a la heterogeneidad del mismo (Brockerhoff et al., 2013; Lindenmayer et al., 2008b), lo que puede favorecer a la riqueza y diversidad de especies (Bennett et al., 2006). Estos mosaicos de ambientes terrestres ofrecen una variedad de hábitats para distintas especies de animales, algunas restringidas a los elementos naturales originales y otras que utilizan fácilmente elementos antrópicos como cultivos y plantaciones forestales (Daily et al., 2003; Renjifo, 2001).

Existen también otras presiones antrópicas asociadas a la transformación del paisaje y a la implementación de los distintos usos productivos. Por ejemplo, la actividad ganadera está fuertemente asociada a la presencia de gente y de perros viviendo en los campos en forma permanente, al igual que la presencia de operarios asociados a los campamentos forestales. Ambas actividades productivas, sumadas al incremento y mejoramiento de los caminos utilizados principalmente para la actividad forestal, facilitan el acceso y permanencia de gente en zonas anteriormente remotas, lo que a su vez puede provocar un aumento de las actividades extractivas como la caza. La caza furtiva puede tener fuertes efectos en la abundancia de algunas especies en particular (Benítez-López et al., 2017), causando cambios en la composición de los ensamblajes de mamíferos (Peres y Palacios, 2007). De igual manera, la presencia de perros, muchas

veces asociados a la presencia humana, puede afectar negativamente a la fauna silvestre (Cassano et al., 2014, 2012; Vieira et al., 2009; Zapata-Ríos y Branch, 2018).

4.2. Objetivos e Hipótesis

El objetivo general de este capítulo fue estudiar los efectos del reemplazo de los ambientes nativos del norte de la provincia de Corrientes y del sur de la provincia de Misiones por plantaciones de pino (*Pinus taeda*) en el ensamble de mamíferos terrestres. Los objetivos específicos fueron estudiar el efecto de la estructura de la vegetación, de la carga ganadera, de la proporción y heterogeneidad de los distintos ambientes, y de la cacería sobre la riqueza y composición y abundancias relativas de las especies. Para ello, decidí poner a prueba las siguientes hipótesis:

(1) Cuanto mayor es la similitud estructural del ambiente productivo al ambiente nativo, mayor es su utilización por los mamíferos nativos. A su vez, los bosques y los pastizales nativos de los Campos y Malezales e Iberá tienen una vegetación estructuralmente compleja y una gran diversidad de especies vegetales que son típicas de cada uno de los ambientes. Muchas especies de mamíferos dependen de la vegetación para su protección, reproducción, búsqueda de alimento, etc. Esta hipótesis predice que: P₁₁) El ensamble de mamíferos de las plantaciones forestales tendrá menor similitud con el del pastizal que con el de los bosques. P₁₂) La composición y abundancias relativas de las especies de mamíferos cambiarán en función de la similitud de la vegetación del sistema productivo con la de la vegetación original característica de cada tipo de ambiente natural. P₁₃) La riqueza de especies disminuirá y la composición y abundancias relativas de las especies cambiarán con una reducción en la complejidad estructural y diversidad de la vegetación. P₁₄) En los sitios con ganadería, la carga ganadera, que produce una pérdida de la cobertura de la vegetación, estará correlacionada negativamente con la riqueza y similitud de mamíferos con respecto a las estaciones sin ganadería del mismo tipo de ambiente.

(2) La extensión relativa de los distintos usos de la tierra (tanto ambientes nativos como productivos) en un paisaje es un factor importante que determina la diversidad

y composición de los ensambles de mamíferos. A su vez, los bosques y humedales nativos funcionan como estructuras claves en el paisaje que proporcionan recursos para mamíferos nativos que habitan cada uno de estos ambientes (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Tews et al., 2004). Esta hipótesis predice que: P₂₁) la composición y abundancias relativas de los mamíferos se verán afectadas por la proporción de cada tipo de ambiente nativo en el paisaje que rodea a cada punto muestreado. P₂₂) La riqueza de mamíferos será mayor cuanto mayor sea la proporción de bosque nativo y/o humedal alrededor de cada estación. P₂₃) La riqueza será mayor y la composición y abundancias relativas del ensamble se verán modificadas cuanto mayor sea la heterogeneidad de ambientes que rodea cada estación.

(3) La caza afecta negativamente a los ensambles de mamíferos, especialmente a las poblaciones de especies de grandes herbívoros y a los carnívoros, que son las más cazadas o perseguidas y que están implicados en cascadas tróficas y liberación de meso-depredadores. Esta hipótesis predice que la inaccesibilidad humana y el nivel de protección estarán positivamente correlacionados con la riqueza de mamíferos y tendrán un marcado efecto en la composición y abundancias relativas de las especies.

4.3. Materiales y Métodos

4.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo

El muestreo correspondiente a este capítulo se llevó a cabo en dos ecorregiones del noreste de Argentina: la eco-región de los Campos y Malezales, en el Noreste de Corrientes y Sur de Misiones; y la eco-región del Iberá, en el centro-norte de Corrientes (Figura 1. 2). El área de estudio incluye principalmente propiedades privadas, muchas de ellas de empresas forestales, aunque también de campos dedicados a la ganadería. Dentro de los predios forestales, prevalecen las plantaciones de pino, aunque se preservan relictos de pastizales y bosques nativos (mogotes o bosques ribereños) sin ganado. Algunos campos ganaderos presentan superficies de plantaciones de pino a las que accede el ganado y/o sistemas silvopastoriles y aún preservan también los mogotes o bosques nativos (generalmente accesibles al ganado). Muchos de estos productores (particularmente en la región noreste del área de estudio -bloque C), además de la ganadería y forestación, diversificaron su

producción y destinaron gran parte de sus campos a otros tipos de cultivos como plantaciones de yerba mate y té, presentando esta zona una alta heterogeneidad de ambientes. El área de estudio también incluye el sector norte de la Reserva Provincial del Iberá que tiene algunas plantaciones forestales y campos dedicados a la ganadería e incluye varias reservas privadas y el Parque Nacional Iberá, que contienen áreas de conservación estricta donde no se realizan actividades forestales ni ganaderas (Figura 4. 1).

Como se detalló en el capítulo I, realicé un muestreo con cámaras-trampa entre mayo 2016 y marzo 2017. Establecí 234 estaciones de muestreo, cada una de las cuales consistió en una sola cámara que estuvo activa durante 44,95 días continuos en promedio. Las estaciones se instalaron en tres ambientes distintos: 1) bosque nativo (54 estaciones); 2) pastizal (89 estaciones) y 3) plantación de pino (91 estaciones). Dentro de cada ambiente, las estaciones de muestreo estuvieron distanciadas entre sí por al menos 2 km. Aproximadamente la mitad de las estaciones fueron ubicadas en predios con presencia de ganado, incluyendo los sistemas silvopastoriles (ganadería en plantaciones forestales). Debido a la amplitud del área de estudio, las estaciones se ubicaron en cuatro bloques a lo largo de las principales sub-áreas de muestreo del noreste de Corrientes y sur de Misiones que difieren levemente en el tipo de suelo y en características de su vegetación siguiendo un gradiente NE - SO (Figura 1. 2 y Figura 4. 1). Las estaciones fueron ubicadas de manera sistemática y balanceada entre bloques y ambientes.

4.3.2. Estimación de las variables independientes

Estimé 5 variables independientes para cada estación para evaluar su efecto sobre la riqueza y composición de los ensambles de mamíferos: 1) la complejidad estructural de la vegetación ("vegetación"); 2) la carga ganadera ("ganado"); 3) el porcentaje de cada tipo de ambiente en radios concéntricos alrededor de la estación de muestreo ("% de pastizal", "% de humedal", "% de bosque" y "% de plantación"); 4) la heterogeneidad de ambientes en radios concéntricos alrededor de cada estación ("heterogeneidad"); 5) el tiempo estimado para que una persona llegue a la estación desde el pueblo o ciudad más cercana; una variable que mide indirectamente el nivel

de presión humana y la caza ("costo de acceso"). Las variables 3-5 fueron estimadas mediante un SIG.

1. Vegetación: Para evaluar la variación en la estructura de la vegetación entre las distintas estaciones, realicé un muestreo para caracterizar la estructura arbórea, del sotobosque y del pastizal. Para ello, en cada estación tracé dos transectas de 30 m de largo perpendiculares entre sí, que se cruzan en el punto de instalación de la cámara-trampa. Sobre estas transectas, a los 5, 10 y 15 m de distancia del punto central (N = 12 puntos) estimé la densidad de vegetación por el método de interceptación puntual (Mueller-dombois y Ellenberg, 1974) con una varilla de 4 m colocada verticalmente y medí el número de veces que la vegetación contactaba cada uno de ocho segmentos de 50 cm a lo largo de la varilla. Para estimar el tipo de vegetación en cada ambiente, cada intercepción de la vegetación en la varilla fue diferenciada según su forma de vida: helechos, plantas leñosas (árboles o arbustos), plantas trepadoras (lianas o enredaderas), herbáceas en forma de mata (hemicriptófitas cespitosas de alto porte) de zonas altas o lomas (*Andropogon lateralis*, *Elyonurus muticus*, *Aristida jubata*, etc.), herbáceas en forma de mata y especies geófitas rizomatosas de ambientes húmedos o bañados (*Paspalum durifolium*, *Rhynchospora corymbosa*, *Panicum sp.* etc.), gramíneas rastreras-estoloníferas (principalmente *Olyra sp.*) y otras herbáceas (hemicriptófitas como pastos y latifoliadas de bajo porte, *Axonopus compressus*, *Paspalum notatum*, *Fimbristylis dichotoma*, etc.). En las estaciones de bosque, en los cuatro extremos de las transectas, medí con el método de los cuartos (Krebs 1989) la distancia a los cuatro árboles más cercanos (solo aquellos con un DAP > 10 cm) y de esta forma estimé la densidad de árboles media de cada uno de los sitios muestreados. En las plantaciones de pinos solicité la información de la densidad de plantación a los propietarios. Con todas las mediciones de vegetación y densidad arbórea realicé un Análisis de Componentes Principales (PCA) basado en correlaciones y utilicé los dos ejes principales como variables resultantes de vegetación. Debido a la alta correlación del número de toques de la vegetación entre los dos primeros segmentos de la vara entre sí y, por otro lado, del número de toques entre los últimos 4 segmentos de la vara, para la realización del

PCA los números de toques fueron agrupados de la siguiente manera: 0-1 m, 1-1.5 m, 1.5-2 m, 2-4 m (Tabla Apéndice 4. 1). Como la densidad de herbáceas en forma de mata de zonas altas estuvo altamente correlacionada con la densidad de vegetación en los estratos bajos (entre 0-1 m), esta variable no fue considerada en el análisis. En función de los pesos de las variables en ambos ejes del PCA (Tabla Apéndice 4. 1) pude determinar que el eje 1 (“vegetación 1”) discrimina las estaciones que presentaron una estructura arbórea (bosques nativos y plantaciones de pinos) de los pastizales: los valores más elevados en este eje representan los bosques nativos con mayor cobertura en los estratos altos, los valores cercanos a cero las plantaciones de pino y los valores más negativos a los pastizales con escasa cobertura (Tabla Apéndice 4. 1 y Figura Apéndice 4. 1). Por otro lado, el eje 2 (“vegetación 2”) discrimina los sitios con mayor cobertura en los estratos bajos y medios (hasta 1,5 m de altura), que alcanzaron valores positivos en este eje, de los sitios sin sotobosque o con ausencia de herbáceas altas (principalmente plantaciones forestales). Entre los sitios de pastizal, este eje discrimina los que están caracterizados por herbáceas en forma de mata o arbustos, mayormente sin presencia de ganado (valores positivos), de los campos ganaderos con presencia de pastos bajos (valores negativos, Tabla Apéndice 4. 1 y Figura Apéndice 4. 1).

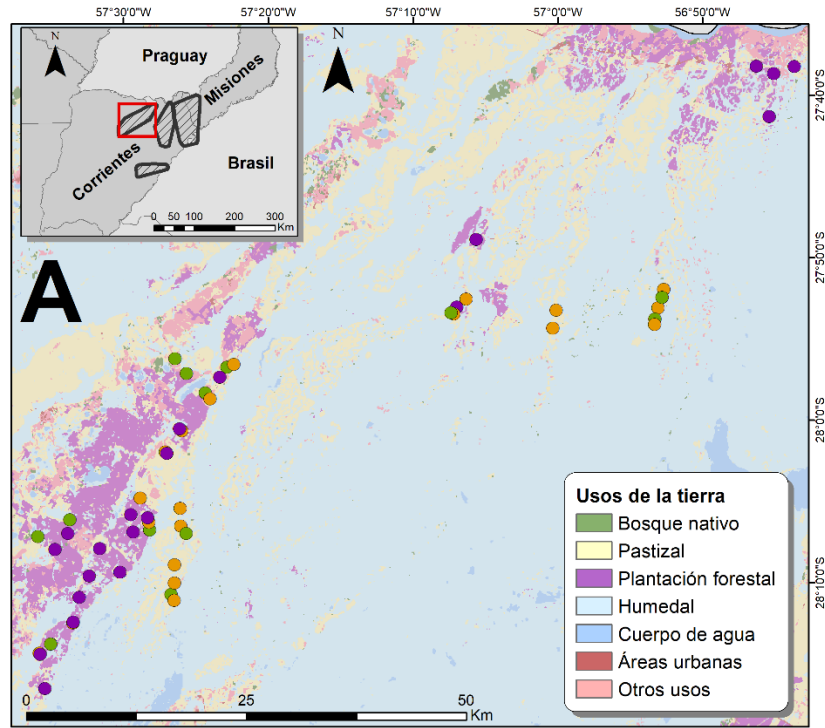


Figura 4. 1. Mapas de los 4 bloques (A-D) del área de estudio con la localización de las estaciones diferenciadas para cada tipo de ambiente: bosque nativo (puntos verdes), pastizal nativo (puntos naranjas) y plantaciones de pino (puntos violetas). Continúa siguiente hoja.

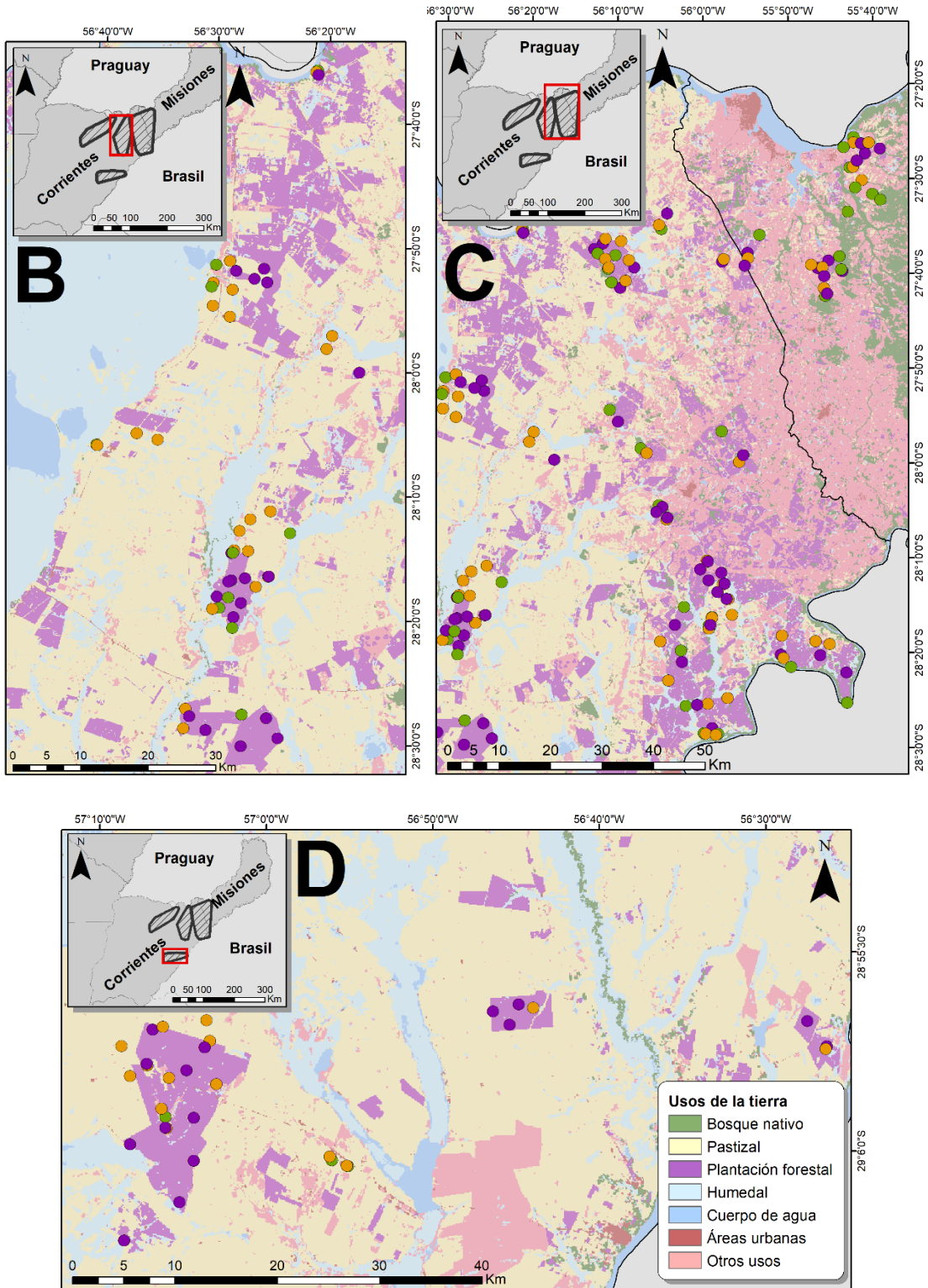


Figura 4.1. (cont.) Mapas de los 4 bloques (A-D) del área de estudio con la localización de las estaciones diferenciadas para cada tipo de ambiente: bosque nativo (puntos verdes), pastizal nativo (puntos naranjas) y plantaciones de pino (puntos violetas).

- 2. Carga ganadera:** estimé esta variable como el número de registros independientes de ganado / el esfuerzo de muestreo (en días) en cada estación de cámara-trampa, de manera de reflejar la presión ganadera en la misma localización y período de tiempo que los registros obtenidos de los mamíferos no domésticos. Consideré “ganado” a las vacas (*Bos Taurus*, 2868 registros en 107 estaciones), búfalos (*Bubalus bubalis*, 23 registros en 4 estaciones), ovejas (*Ovis aries*, 8 registros en 4 estaciones), caballos (*Equus ferus caballus*, 251 registros en 49 estaciones) y cabras (*Capra hircus*, 4 registros en una estación).
- 3. Porcentaje de cada tipo de ambiente:** Con una capa vectorial de usos de la tierra, estimé los porcentajes de cada tipo de ambiente en cuatro radios diferentes (200, 500, 1000 y 2000 m), centrados en las estaciones de cámara-trampa, con el fin de detectar las respuestas de la comunidad a diferentes escalas (e.g., Nagy-Reis et al., 2017; Zurita et al., 2017). No se incluyeron en los análisis radios superiores ya que representaban diferencias a escala regional que ya fueron controladas con la clasificación de los bloques (por ejemplo, un mayor porcentaje de humedal está asociado al bloque A, un mayor porcentaje de bosque al bloque C, etc.).
- 4. Heterogeneidad:** Con una capa vectorial de usos de la tierra (ver detalles abajo), estimé el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949) utilizando el número de píxeles de cada tipo de ambiente en cuatro radios diferentes (200, 500, 1000 y 2000 m), centrados en las estaciones de cámara-trampa.
- 5. Costo de acceso:** La variable "costo de acceso" fue creada siguiendo a De Angelo et al. (2011) pero adaptando los valores usados para su estimación al área de estudio y teniendo en cuenta control de acceso a cada campo o el nivel de protección (ej., si se trataba de un área protegida). Esta variable representa el costo de accesibilidad humana medido como las horas necesarias para acceder a la celda donde está ubicada la estación desde el pueblo o ciudad más cercana. Medí esta variable utilizando la función de Costo-Distancia que mide el costo acumulado por los caminos de menor costo (principalmente rutas y ríos). En el modelo disminuí la velocidad de movimiento dentro de las áreas protegidas y dentro de los predios que poseían mayor vigilancia en sus vías de acceso de manera que el control de cacería sea tenido en

cuenta en la variable (Tabla Apéndice 2. 2). Debido al alto número de localidades con muy pocos habitantes, conocidas como parajes, presentes en el área de estudio, estimé dos variantes de esta variable: una que representa el costo de acceso desde la ciudad más cercana y otra que representa el costo de acceso desde el paraje o ciudad más cercana.

Realicé el PCA para estimar la estructura de la vegetación con el software Past (ver 2.17c). Para estimar las variables 3-5 utilicé una capa vectorial de uso del suelo (píxeles de 30x30 m) creada para el período 2013-2014 por Zuleta et al. (2015). Para generar la capa vectorial correspondiente a la heterogeneidad utilicé el software Fragstat (ver. 4.2) y estimé los valores para cada estación y las variables 3 y 5 con ArcGIS 10.3.1 (ESRI Inc.).

4.3.3. Análisis estadístico

Para poner a prueba las hipótesis propuestas, estudié el efecto de las variables antes mencionadas en la riqueza y diversidad de mamíferos.

Riqueza por estación

Para estudiar los efectos del tipo de ambiente y de las variables 1-5 en la riqueza, utilicé Modelos Lineales Generales (GLM) con el número de especies observado por estación como variable respuesta, por lo que utilicé una distribución de Poisson, corroborando que el parámetro de sobredispersión sea ≈ 1 . Excluí del análisis el eje 1 del PCA de vegetación (“vegetación 1”) y los porcentajes de plantación y pastizal en radios concéntricos alrededor de cada estación ya que no tenía hipótesis asociadas al efecto de estas variables sobre la riqueza. Como el esfuerzo de muestreo fue distinto para cada estación, incluí el número de días en que estuvo activa cada cámara como un término offset en los modelos. También incluí en los modelos la variable “bloque” para controlar posibles diferencias que puedan existir entre las distintas regiones del área de estudio. Para seleccionar el mejor radio de las variables del porcentaje de cada tipo de ambiente y de heterogeneidad, y entre las dos variantes de la variable “costo de acceso”, realicé modelos univariados (uno para cada variante) y los comparé utilizando el Criterio de Información de Akaike con correcciones para muestras

pequeñas (AICc), seleccionando las variantes de las variables que estaban incluidas en los modelos que tenían el menor valor (Tabla Apéndice 4. 2). Realicé todas las combinaciones posibles de las variables seleccionadas (incluyendo el modelo nulo) ya que estaba interesada en estudiar el efecto y la importancia de cada una en la riqueza de mamíferos (Anderson, 2008; Burnham y Anderson, 2002). Todos los modelos fueron ordenados usando el AICc y seleccioné todos aquellos que tenían un $\Delta\text{AICc} \leq 2$. Los modelos que contenían “variables no informativas” (variables que se adicionan al mejor modelo pero que no contribuyen a un mejor ajuste) fueron eliminadas del análisis (Anderson, 2008; Arnold, 2010; Burnham y Anderson, 2002) y esto fue también corroborado analizando si el intervalo de confianza (IC) del 95% de estas variables incluía el cero (Anderson, 2008). Como hubo más de un modelo con un $\Delta\text{AICc} \leq 2$, realicé un promedio de los mejores modelos seleccionados para estimar los valores de beta de cada variable con sus IC del 95%. Consideré que las variables cuyos IC no incluyeron al cero tenían una fuerte evidencia de tener un efecto sobre la riqueza (Anderson 2007; Dugger et al. 2015). En todos los casos usé pruebas a una cola, excepto para el contraste entre los ambientes “pastizal” y “bosque” y entre los contrastes entre bloques, ya que estas comparaciones no corresponden a hipótesis direccionales. Usé el test de Tukey-Kramer para realizar los contrastes entre ambientes y entre bloques.

Una vez seleccionado el mejor modelo, estimé el índice de Moran I (Moran, 1950) sobre sus residuos para descartar una posible autocorrelación espacial no contemplada por las variables utilizadas ($z=1.45$, $p=0.14$). Para este análisis utilicé el software ArcGIS 10.3.1 (Spatial Statistics Tools). Para evaluar las correlaciones entre las variables explicatorias, realicé correlaciones de Spearman utilizando el software Infostat (ver. estudiantil 2015). Para el resto de los análisis estadísticos utilicé el software R ver. 3.2.3. Con el paquete “car” corroboré si había colinealidad entre las variables con la función “vif” (Variance Inflation Factor, (Fox, 2007). Los modelos, su selección y los contrastes los realicé con los paquetes “MuMin” (Bartoñ, 2016) y “multcomp” (Hothorn et al., 2016). Analicé la distribución de los residuos con el

paquete “DHARMA” (Hartig, 2017) y las figuras fueron generadas con los paquetes “ggplot2” y “visreg” (Breheny and Burchett, 2016; Wickham, 2014).

Diversidad alfa

Estimé la diversidad alfa verdadera (${}^qD_\alpha$) por ambiente usando datos de incidencia (presencia – ausencia de especies). Utilicé los números de Hill (Hill, 1973), que representan el “número efectivo de especies de una comunidad” (Jost, 2007) donde ${}^0D_\alpha$ representa la riqueza de especies, ${}^1D_\alpha$ el número de especies comunes, y ${}^2D_\alpha$ el número de especies dominantes en una comunidad (Jost, 2007). Como cada ambiente tiene diferente número de estaciones, realicé curvas de rarefacción basadas en la cobertura de la muestra para estimar la completitud del muestreo para cada uno de los ambientes (Chao et al., 2014). Comparé los valores de ${}^qD_\alpha$ entre ambientes usando el IC del 95% al mismo valor de cobertura (el mínimo de los 3). La equitatividad fue estimada como ${}^2D_\alpha / {}^0D_\alpha$ (Jost, 2010). Todas las curvas, los valores de cobertura y los números de Hill fueron generados con R ver. 3.2.2, con el paquete “iNext” (Hsieh et al., 2016). Para más detalle de los análisis de diversidad ver el capítulo II.

Composición y abundancias relativas de las especies y especies indicadoras

Para el análisis de la composición y abundancias relativas de las especies y de las especies indicadoras utilicé la frecuencia relativa de registros o tasas de captura, estimada como el número de registros independientes de cada especie de mamífero, dividido por el esfuerzo de muestreo (días en que cada cámara-trampa estuvo activa).

Para evaluar la similitud de los ensambles entre los ambientes, generé todas las comparaciones posibles entre ambientes y entre estaciones. Las comparaciones se realizaron utilizando los tres índices de similitud a partir de CqN (Chao et al., 2008; Jost et al., 2011): el índice de Sørensen, que mide las similitudes en las identidades de las especies sin tener en cuenta las abundancias ($q=0$); el índice de Horn para las similitudes en las especies comunes ($q=1$) (Horn, 1966); y el índice de Morisita-Horn para las similitudes en las especies dominantes ($q=2$). Para estimar el cambio en la composición y abundancias relativas de las especies entre ambientes, comparé los valores de CqN para los diferentes órdenes de q , utilizando los IC del 95% estimados a

partir de un bootstrapping de 1000 iteraciones. Las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies las estimé como 1-CqN (Chao et al., 2012), donde un valor de 1 corresponde a dos comunidades completamente diferentes y 0 a dos idénticas.

Para determinar si las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies fueron mayores entre ambientes que dentro de ellos, y si las diferencias se vieron afectadas por las variables 1-5, comparé los valores de CqN obtenidos de las comparaciones entre estaciones usando PERMANOVA de una vía (Anderson, 2001) con 9999 permutaciones. Para probar las diferencias entre ambientes y evaluar el efecto de las variables, este análisis utiliza el estadístico pseudo-F (Anderson, 2001) y brinda como resultado una suma de cuadrados secuencial (Oksanen et al., 2007). Por tal motivo, el orden de las variables incluidas en los modelos se modificó de todas las maneras posibles con el fin de evaluar el efecto de cada variable sobre la variación que no fue explicada por todas las demás. Para controlar la variación que puede existir en la composición y abundancias relativas entre las distintas regiones del área de estudio, utilicé el “bloque” como un estrato dentro de los modelos de manera que las aleatorizaciones ocurran sólo dentro de cada bloque (Oksanen et al., 2007). Para seleccionar el mejor radio de las variables del porcentaje de cada tipo de ambiente y de heterogeneidad y entre las dos variantes de la variable “costo de acceso”, realicé modelos univariados (uno para cada variante) y los comparé estimando el Criterio de Información de Akaike (AIC), seleccionando la variante de las variables que estaban incluidas en los modelos que tenían el menor valor (Tabla Apéndice 4. 3). Para analizar más en detalle las variaciones en la composición y abundancias relativas de las especies entre los ambientes en cada sub-región del área de estudio, realicé PERMANOVAs de una vía con el “bloque” como variable explicatoria de manera de redefinir esta categorización según la composición de las especies. Con las nuevas categorías de bloques, realicé nuevamente PERMANOVAs de una vía pero esta vez con el tipo de ambiente como variable explicatoria y para cada bloque por separado. Se excluyeron de estos análisis aquellos sitios sin registros o con registros que no pudimos identificar a nivel de especie (excepto "Sigmodontinos"; 7 sitios excluidos).

Para visualizar las diferencias en la composición y abundancias relativas entre sitios, realicé un non-metric multidimensional scaling (NMDS, Kruskal, 1964; Minchin, 1987) utilizando las tres medidas de similitud. Se excluyeron de estos análisis aquellos sitios que registraron una única especie o que no tuvieron ningún registro (34 sitios) para poder generar una adecuada visualización.

Para identificar las especies indicadoras de cada ambiente, utilicé el análisis del “valor indicador” (IndVal) propuesto por Dufrene y Legendre (1997), que asigna un valor a cada especie según su frecuencia y abundancia relativa en cada ambiente. Las especies consideradas indicadoras fueron aquellas con frecuencias y abundancias relativas considerablemente mayores en un ambiente con respecto a los otros dos, y que por lo tanto tuvieron un valor de $p \leq 0.05$. Adicionalmente, para evaluar el efecto de cada variable (1-5) en la ocurrencia de las especies, realicé un análisis de redundancia (RDA, Legendre y Legendre, 2012a) que explora explícitamente la relación entre la matriz de variables explicatorias y la matriz de tasas de captura (en este caso utilicé la transformación de Hellinger -Legendre y Gallagher, 2001) realizando un análisis de regresión múltiple (Borcard et al., 2011).

Finalmente, para evaluar si existe un patrón espacial en los cambios en la composición y abundancias relativas que no hayan sido explicados por las variables utilizadas, utilicé “Distance-based Moran’s eigenvector maps” (dbMEM) basado en el método de triangulación de Delaunay (Dray et al., 2012; Legendre y Legendre, 2012b). Para ello, construí una Matriz de Peso Espacial utilizando las distancias geográficas entre las estaciones y estimé sus autovectores (MEM) que están linealmente relacionados con el índice de autocorrelación espacial de Moran (Moran, 1950) y que representan las relaciones de distancia a distintas escalas. Realicé dos RDA con la matriz de tasas de captura de las especies utilizando la transformación de Hellinger: uno con las variables explicatorias 1-5 y el tipo de ambiente y los bloques como variables “dummy”; y otro con los autovectores MEM que tuvieron autocorrelación espacial significativa (a macro y micro escala). Con la función “varpart” de paquete “vegan” de R (Oksanen et al., 2007), estimé la proporción de la variación en la composición de

especies explicada por mis variables explicatorias y la proporción explicada por el espacio (Figura Apéndice 4. 2).

Las matrices de similitud se generaron en R ver.3.2.2 con el paquete "vegetarian" (Charney y Record, 2012). Los PERMANOVAs, NMDS y RDA se realizaron con el paquete "Vegan" (Oksanen et al., 2007) y los contrastes del PERMANOVA con el software Past ver. 3.08. El análisis de especies indicadoras lo realicé en R utilizando el paquete "labdsv" (Roberts, 2016) y los análisis de autocorrelación espacial para la composición de especies los realicé con los paquetes "spdep" (Bivand et al., 2015), "tripack" (Renka et al., 2016), "RANN" (Arya et al., 2017), "rgeos" (Bivand y Rundel, 2017), "spacemakeR" (Dray, 2013) y "packfor" (Dray et al., 2007).

Para los análisis de riqueza y composición de especies que incluyeron las variables de vegetación como variables explicatorias, eliminé 3 sitios (1 de cada tipo de ambiente) que presentaron una estructura y composición florística atípica y presentaron valores extremos en el PCA (ej. una estación de pastizal de los Esteros del Iberá con un valor extremadamente alto de toques de vegetación entre 0-1 m de altura).

4.4. Resultados

Obtuve 4460 registros independientes de 31 especies de mamíferos nativos y 96 registros de 3 especies de mamíferos exóticos asilvestrados (cerdo cimarrón, ciervo axis y liebre europea; Figura 4. 2, Tabla Apéndice 1. 5). Sólo el 23.3% (n=1065) de los registros correspondieron a estaciones ubicadas en plantaciones forestales, a pesar de que éstas representaron el 38% de las estaciones y que sumaron el 39% del esfuerzo de muestreo de las cámaras trampa. Se excluyeron del análisis aquellos registros que fueron imposibles de identificar a nivel de especie (89 registros, excepto los "Sigmodontinos") y los registros de especies de mamíferos exóticos domésticos (perro doméstico, 18 registros; gato doméstico, 1 registro; y ganado, 3157 registros). El rango del número de especies registrado por cámara fue de 0-10 especies (media=3.42, SD=1.75) y las estaciones ubicadas en bosque nativo tuvieron la mayor riqueza media por estación, seguidas por las ubicadas en pastizales. La menor riqueza media por estación se observó en las plantaciones forestales (Tabla 4. 1).

Los mejores modelos que explicaron la riqueza por estación incluyeron todas las variables excepto la carga ganadera (Tabla Apéndice 4. 4). Los bosques nativos presentaron un mayor número de especies por estación comparado con los demás ambientes, mientras que no existieron diferencias entre pastizales y plantaciones (Figura 4. 3 y Tabla 4. 2). Por otro lado, el número de especies por estación fue mayor en sitios con mayor porcentaje de bosque en un radio de 200 m y de humedales en un radio de 2km, con mayor heterogeneidad en un radio de 200 m, con mayor cobertura de la vegetación y en sitios con menor accesibilidad humana (Tabla 4. 2). Existieron también diferencias entre los bloques, siendo el bloque “B” el de menor riqueza (Tabla 4. 2).

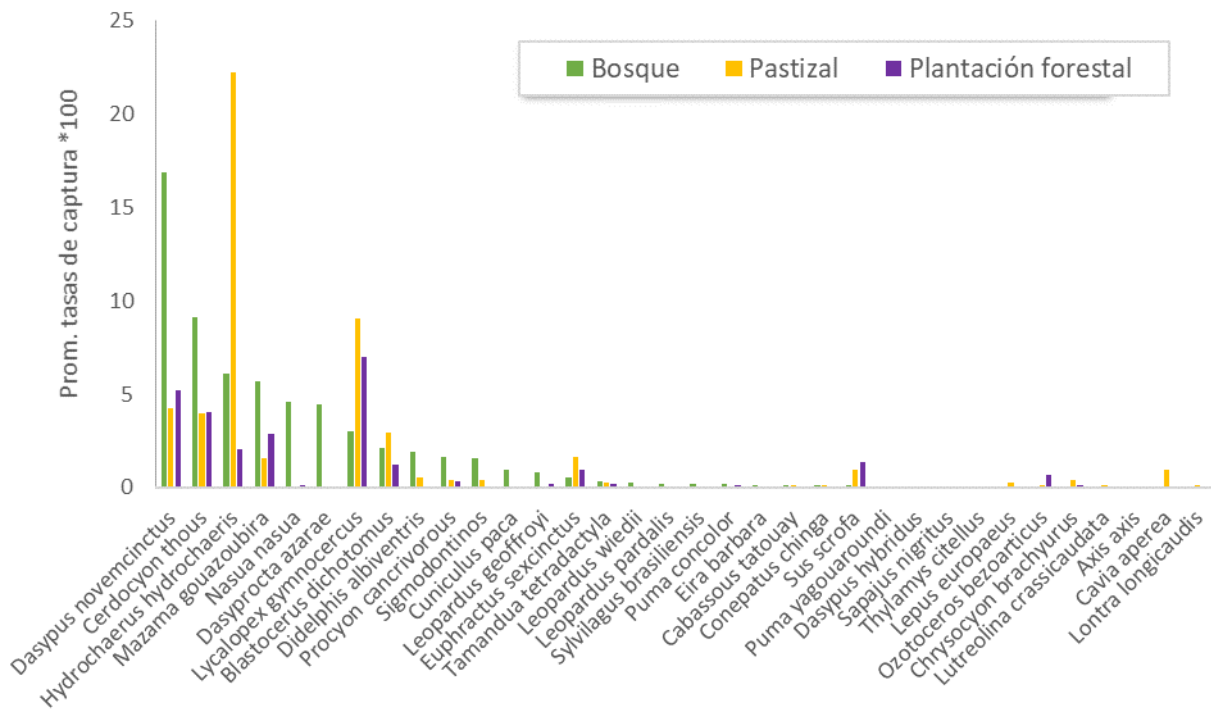


Figura 4. 2. Tasa de captura media obtenidas para cada especie en las estaciones de cámara-trampa ubicadas en cada ambiente: bosque nativo (n=54), pastizal (n=89) y plantaciones forestales (n=91) en los Campos y Malezales e Iberá.

Tabla 4. 1. Número total de especies (Spp. Total) y número promedio de especies por estación (Spp. p/estación; DE entre paréntesis) de mamíferos observados en tres ambientes (bosque nativo, pastizales y plantaciones forestales) en los Campos y Malezales e Iberá. También se indican la completitud del muestreo (SC) y el esfuerzo promedio por estación (en días).

Ambiente	# estaciones	Spp. Total	Spp. p/ estación	SC	Esfuerzo promedio p/ estación (DE)
Bosque nativo	54	28	4.66 (1.67)	0.98	45.01 (7.07)
Pastizal	89	24	3.28 (1.71)	0.99	44.53 (9.58)
Plantaciones	91	23	2.82 (1.44)	0.99	45.26 (7.59)

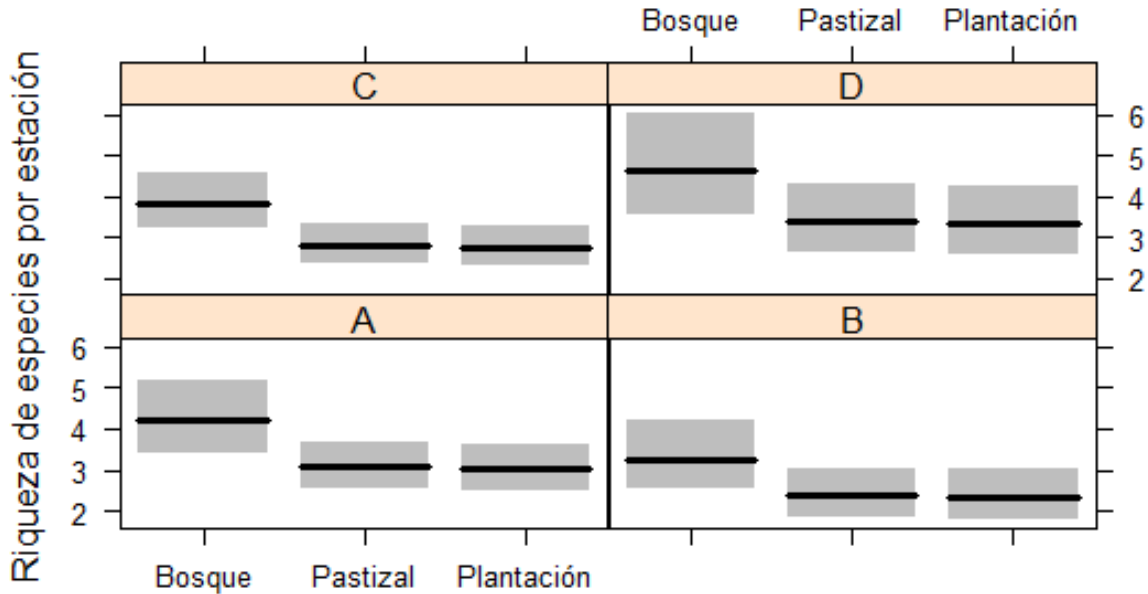


Figura 4. 3. Efecto del tipo de ambiente en la riqueza de mamíferos promedio por estación en las cuatro regiones (bloques A-D) de los Campos y Malezales e Iberá. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro para el promedio de los mejores modelos (para el valor de la mediana del resto de las variables) con el intervalo de confianza del 95% representado por el área gris.

La riqueza efectiva de especies (${}^0D_\alpha$) por ambiente también fue menor en plantaciones, pero sin diferencias significativas con los pastizales. De igual manera, las plantaciones y los pastizales tuvieron un número de especies comunes (${}^1D_\alpha$) y de especies dominantes (${}^2D_\alpha$) significativamente menor a los bosques nativos, y tuvieron menor equitatividad (Figura 4.4).

La composición y abundancias relativas de los ensambles no difirió significativamente entre los ambientes debido a los grandes intervalos de confianza, aunque las diferencias fueron mayores cuando se comparó la composición de especies de los ensambles de los bosques y de los pastizales (Figura 4. 5). Las plantaciones forestales

fueron más similares a los pastizales en la identidad de las especies y más similares a los bosques en las especies dominantes (Figura 4. 5).

Tabla 4. 2. Variables que afectan la riqueza de mamíferos por estación (por día) en los Campos y Malezales e Iberá. Los valores beta (estimadores), los errores estándar y los intervalos de confianza del 95% se obtuvieron del promedio de los mejores modelos lineales generales (con un $\Delta AICc \leq 2$). Las variables y los contrastes en negrita tuvieron un efecto fuerte sobre la riqueza según los intervalos de confianza del 95% y los contrastes de Tukey-Kramer.

Variable	Estimador	Error estándar	Intervalo de confianza 95%	
			Límite inferior	Límite superior
% Bosque 200m	0.006	0.002	0.003	0.008
% Humedal 2km	0.005	0.002	0.001	0.009
Vegetación 2	0.091	0.028	0.044	0.137
Heterogeneidad 200m	0.289	0.105	0.115	0.463
Costo de Acceso	0.122	0.067	0.011	0.233
<u>Contrastes de Tukey Ambientes</u>				
Pastizal vs. Bosque	-0.316	0.091	-0.494	-0.139
Plantación vs. Bosque	-0.335	0.107	-0.511	-0.159
Plantación vs. Pastizal	-0.019	0.096	-0.176	0.139
<u>Contrastes de Tukey Bloques</u>				
B vs. A	-0.160	0.159	-0.471	0.151
C vs. A	-0.110	0.132	-0.370	0.149
D vs. A	0.203	0.183	-0.156	0.561
C vs. B	0.050	0.161	-0.266	0.365
D vs. B	0.362	0.133	0.102	0.623
D vs. C	0.313	0.165	-0.011	0.637

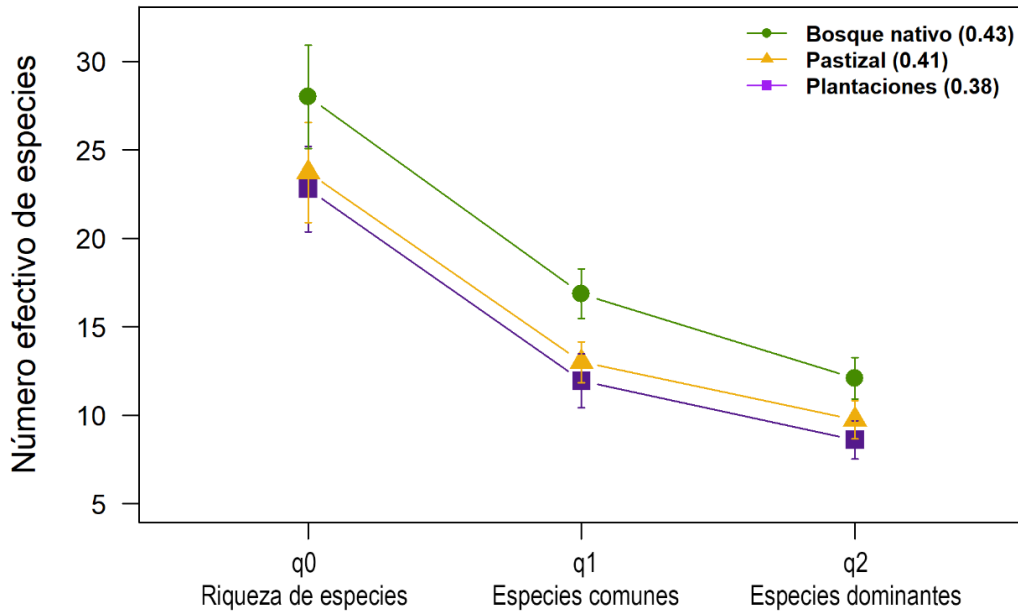


Figura 4. 4. Diversidad alfa ($qD\alpha$) de mamíferos al valor mínimo de cobertura ($SC = 0,985$) en los bosques, pastizales y plantaciones de los Campos y Malezales e Iberá. Las barras de error representan el intervalo de confianza del 95% de cada parámetro obtenido del bootstrap de los datos originales. Los números entre paréntesis corresponden a la equitatividad de cada ambiente ($q2/q0$).

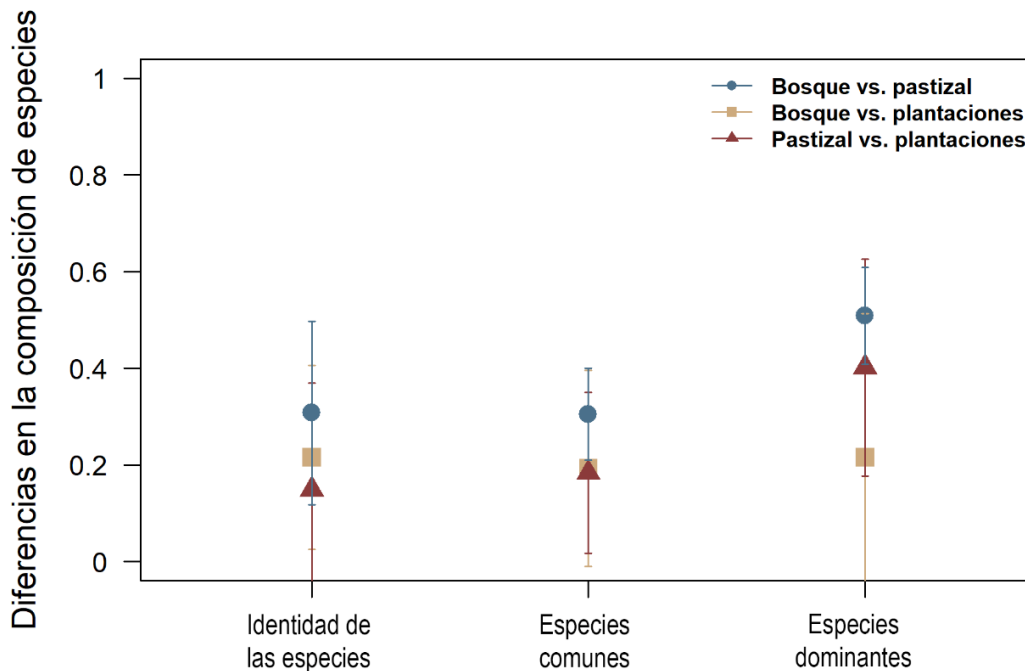


Figura 4. 5. Diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies ($1-CqN$) de mamíferos entre los tres ambientes (bosque, pastizal y plantación forestal) para todas las especies ($q = 0$), especies comunes ($q = 1$) y especies muy abundantes/dominantes ($q = 2$). Las barras de error representan el intervalo de confianza del 95% de cada parámetro obtenido del bootstrap de los datos originales.

Al comparar las similitudes de composición y abundancias relativas entre estaciones, las identidades de las especies (índice de Sørensen), de las especies comunes (índice de Horn) y de las especies dominantes (índice de Morisita-Horn) difirieron entre los ambientes (Tabla 4. 3), aunque la identidad de las especies no difirió entre los pastizales y las plantaciones. La composición y abundancias relativas de las especies difirió entre bloques, aunque sin diferencias entre los bloques “B” y “D” correspondientes a la zona centro y sur del área de estudio (Figura 4. 1 y Tabla Apéndice 4. 5). A su vez, las variaciones en la composición entre los ambientes difirieron entre los bloques. En el bloque A (Esteros del Iberá) no hubo diferencias en la identidad de las especies entre los 3 ambientes y el pastizal fue el único ambiente que se diferenció en las especies comunes y dominantes (Tabla 4. 4). Por el contrario, en los bloques B, C y D las diferencias ocurrieron únicamente entre los bosques y los demás ambientes (Tabla 4. 4). Además de las diferencias entre ambientes, las similitudes también se vieron afectadas por el porcentaje de bosque nativo en un radio de 200 m, por el porcentaje de humedal en radios de 1 y 2 km, por la heterogeneidad de ambientes en un radio de 200 m y por la estructura de la vegetación en los estratos bajos (“vegetación 2”) (Tabla 4. 3 y Figura 4. 6).

Tabla 4. 3. Comparación entre estaciones de los valores CqN del ensamble de mamíferos (PERMANOVA) entre 224 estaciones trampa de cámara distribuidas en tres ambientes (bosque, pastizal, plantación forestal) en los Campos y Malezales e Iberá. Para los contrastes entre ambientes se aplicó la corrección de Bonferroni.

Variable	GL	Índice de Sørensen (identidad de las especies)		Índice de Horn (especies comunes)		Índice de Morisita-Horn (especies dominantes)	
		F _{pseudo}	p valor	F _{pseudo}	p valor	F _{pseudo}	p valor
Ambiente:	2	2.011	0.037	2.565	0.014	2.521	0.021
<i>Bosque vs. Pastizal</i>		17.8	0.001	20.06	0.001	18.61	0.001
<i>Bosque vs. Plantación</i>		10.36	0.001	11.62	0.001	11.05	0.001
<i>Pastizal vs. Plantación</i>		2.23	0.161	3.703	0.019	4.121	0.011
%Humedal	1	(1km) 8.474	0.007	(2km) 7.485	0.002	(2km) 6.231	0.007
%Pastizal (200m)	1	0.537	0.701	0.546	0.655	0.591	0.606
%Plantación (2km)	1	0.654	0.654	1.037	0.457	1.253	0.337
%Bosque (200m)	1	3.796	0.007	4.976	0.001	3.917	0.009
Heterogeneidad (200m)	1	3.406	0.019	5.256	0.001	5.289	0.002
Costo de Acceso	1	7.408	0.105	4.894	0.257	3.975	0.244
Carga ganadera	1	1.036	0.372	2.036	0.097	2.377	0.072
Vegetación 1	1	0.688	0.566	0.363	0.796	0.247	0.859
Vegetación 2	1	4.681	0.002	6.511	0.001	6.301	0.001
Residuos	212						

Tabla 4. 4. Comparación entre estaciones de los valores CqN del ensamble de mamíferos (PERMANOVA) entre las estaciones trampa de cámara distribuidas en tres ambientes (bosque, pastizal, plantación forestal) y en tres zonas (bloques A, B+D y C) de los Campos y Malezales e Iberá. Para los contrastes entre ambientes se aplicó la corrección de Bonferroni.

Bloque	Variable	GL	Índice de Sørensen (identidad de las especies)		Índice de Horn (especies comunes)		Índice de Morisita-Horn (especies dominantes)	
			F _{pseudo}	p valor	F _{pseudo}	p valor	F _{pseudo}	p valor
A	Ambiente:	2	1.801	0.114	3.874	0.003	4.851	0.001
	<i>Bosque vs. Pastizal</i>		2.843	0.102	5.185	0.0165	6.611	0.008
	<i>Bosque vs. Plantación</i>		2.171	0.275	1.673	0.575	1.629	0.607
	<i>Pastizal vs. Plantación</i>		0.945	1	5.171	0.014	6.68	0.002
	Residuos	49						
B + D	Ambiente:	2	4.186	0.001	5.806	0.001	5.749	0.001
	<i>Bosque vs. Pastizal</i>		8.203	0.001	12.49	0.001	12.08	0.001
	<i>Bosque vs. Plantación</i>		4.666	0.002	7.097	0.001	7.476	0.001
	<i>Pastizal vs. Plantación</i>		1.33	0.793	1.168	0.997	1.033	1
	Residuos	74						
C	Ambiente:	2	7.068	0.001	7.843	0.001	7.067	0.001
	<i>Bosque vs. Pastizal</i>		10.97	0.001	11.87	0.001	10.45	0.001
	<i>Bosque vs. Plantación</i>		9.292	0.001	10.19	0.001	8.864	0.001
	<i>Pastizal vs. Plantación</i>		2.077	0.226	2.521	0.135	2.545	0.135
	Residuos	95						

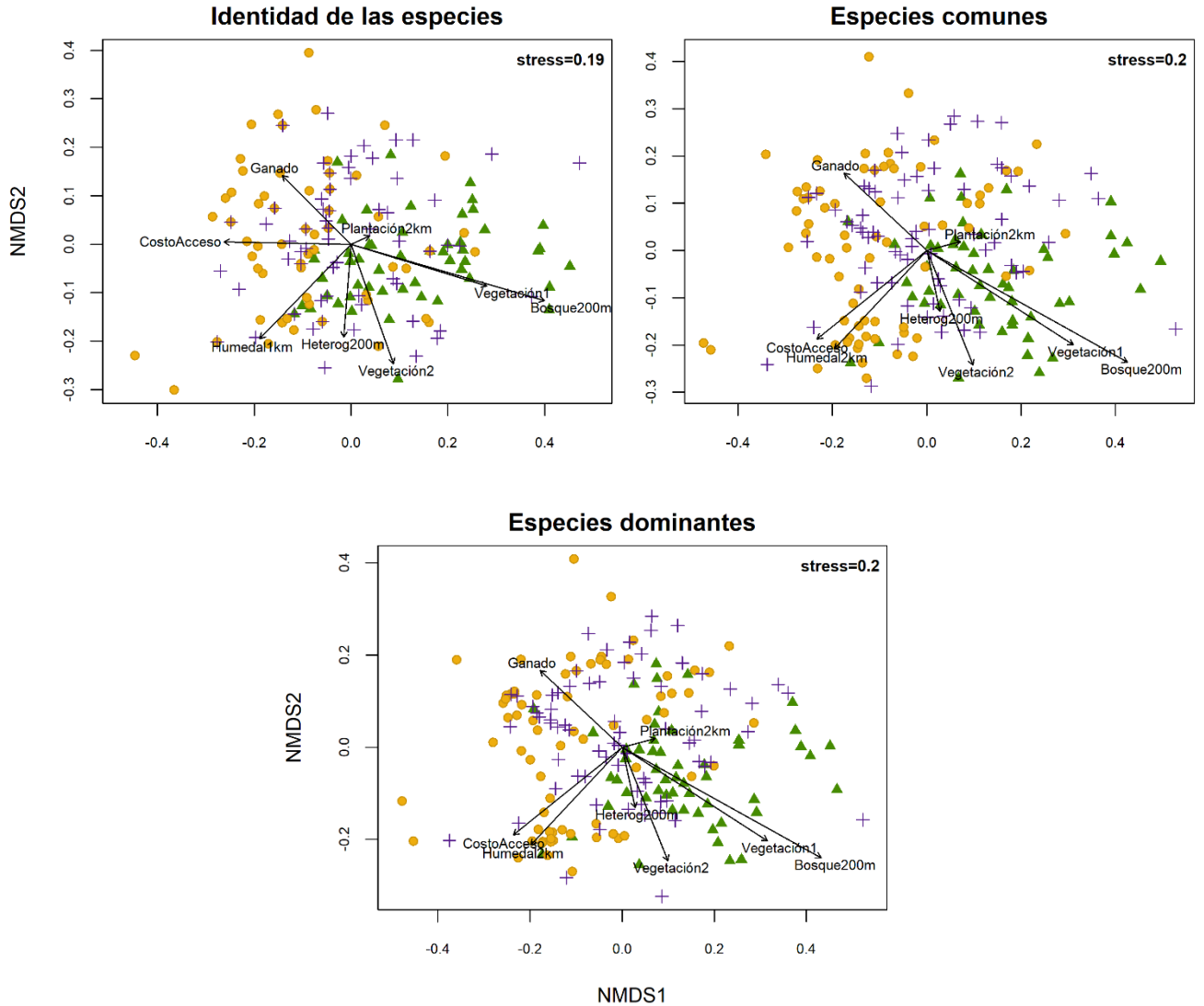


Figura 4. 6. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de similitud para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en bosque nativo (triángulos verdes), pastizal (círculos anaranjados) y plantaciones de pinos (cruces violetas) en los Campos y Malezales e Iberá. Las distancias se calcularon utilizando 1- Sørensen- proporción de especies no compartidas (a), 1-Horn- proporción de especies comunes no compartidas (b); 1- Morisita-Horn- proporción de especies muy abundantes/dominantes no compartidas (c). Los vectores muestran la correlación de las variables 1-5 con la composición del ensamble.

Las especies indicadoras asociadas al bosque nativo fueron el tatú de nueve bandas (*Dasybus novemcinctus*), el agutí (*Dasyprocta azarae*), la comadreja overa (*Didelphis albiventris*), el guazuncho (*Mazama gouazoubira*), el coatí (*Nasua nasua*), el aguará popé (*Procyon cancrivorus*), el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), la paca (*Cuniculus paca*), el ocelote (*Leopardus pardalis*) y los roedores "sigmodontinos" (todos con $p < 0.05$, Tabla Apéndice 1. 5). Particularmente, el guazuncho, el coatí, el agutí y la

comadreja overa se vieron más afectados por el porcentaje de bosque en un radio de 200m y por la estructura de la vegetación en los estratos altos (variable “vegetación 1”, asociada a la estructura arbórea). El tatú de nueve bandas fue más frecuentemente registrado en sitios con mayor heterogeneidad de ambientes en un radio de 200m y con mayor cobertura de la vegetación en los estratos bajos (variable “vegetación 2”) (Figura 4. 7). Las especies indicadoras de los pastizales fueron el zorro pampa (*Lycalopex gymnocercus*), el carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*) y el aguará guazú (*Chrysocyon brachyurus*) (todos $p < .05$, Tabla Apéndice 1. 5). El zorro pampa estuvo asociado a sitios con alta carga ganadera, mientras que el carpincho a sitios rodeados de humedales (en un radio de 2km) y a sitios inaccesibles para los humanos (Figura 4. 7). No hubo especies indicadoras asociadas a las plantaciones de pino (Tabla Apéndice 1. 5). El ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*), si bien no resultó ser una especie indicadora de ningún ambiente (fue relativamente abundante en los tres ambientes -Figura 4. 2 y Tabla Apéndice 1. 5), estuvo asociado a sitios rodeados de humedales (en un radio de 2km) y a sitios inaccesibles para las personas, al igual que el carpincho (Figura 4. 7).

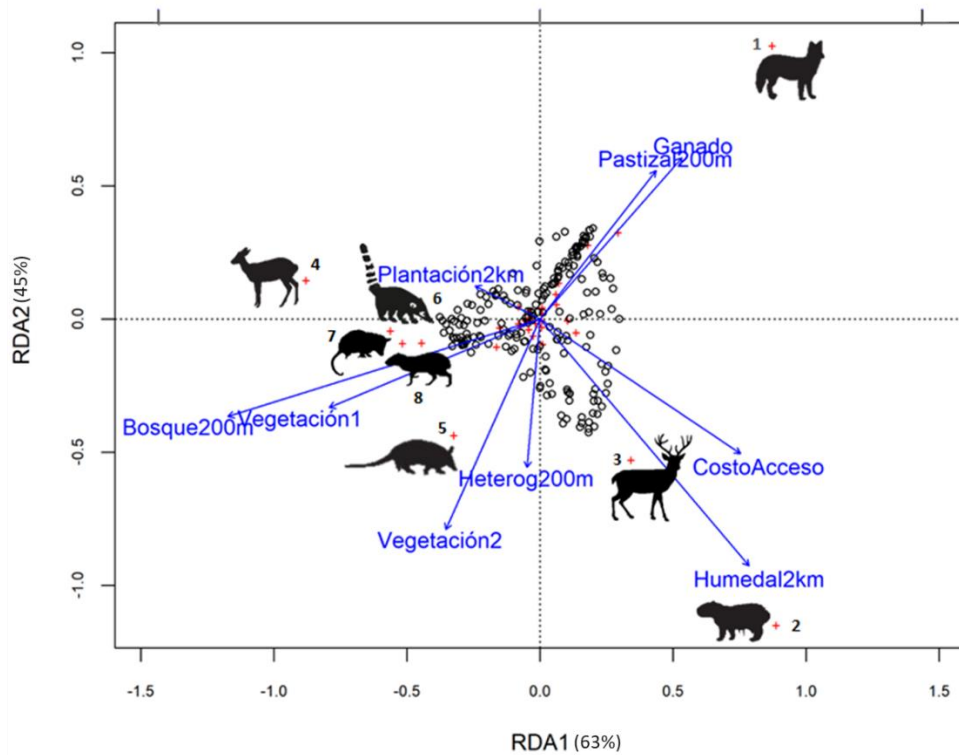


Figura 4. 7. RDA realizado con las tasas de captura de las especies de mamíferos de los Campos y Malezales e Iberá y las variables 1-5. Los círculos blancos corresponden al ordenamiento de las estaciones y las cruces rojas al ordenamiento de las especies. Se indican con ilustraciones las especies que tuvieron una bondad de ajuste ≥ 0.1 : 1= zorro pampa (*Lycalopex gymnocercus*), 2= carpincho (*Hydrochaerus hydrochaeris*), 3= ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*), 4= guazuncho (*Mazama gouazoubira*), 5= tatú de nueve bandas (*Dasybus novemcinctus*), 6= coati (*Nasua nasua*), 7= comadreja overa (*Didelphis albiventris*), 8= aguti (*Dasyproca azarae*). Existió una relación significativa entre la composición de especies y las variables explicatorias ($R^2 = 0.19$; $p = 0.001$). Los vectores de las variables muestran la correlación entre las variables y las tasas de captura de las especies. Las variables “% de bosque (200m)”, “vegetación 1”, “vegetación 2”, “Heterogeneidad (200m)”, “% de humedal (2km)”, “% de pastizal (200m)” y “Costo de Acceso” mostraron una correlación significativa ($p < 0.005$ en todos los casos).

De la variación espacial existente en los cambios en la composición y abundancias relativas de las especies, el 53% fue explicada por las variables explicatorias utilizadas, incluyendo los bloques (Figura Apéndice 4. 2). La variación espacial no explicada corresponde principalmente a una estructura espacial no aleatoria a macro escala (40%), probablemente relacionada a otros factores biológicos o ambientales que no fueron tenidos en cuenta en este análisis.

4.5. Discusión

El ensamble de mamíferos de los Campos y Malezales e Iberá se vio parcialmente afectado por el reemplazo de los ambientes nativos por monocultivos de pino. El principal efecto de esta actividad productiva se vio reflejado en las diferencias entre el número y las abundancias relativas de las especies en las plantaciones forestales con respecto a los bosques nativos. Sin embargo, y contrariamente a lo esperado, las plantaciones no parecen tener un efecto negativo sustancial en el ensamble de mamíferos de pastizal, a pesar de las diferencias estructurales entre estos dos ambientes. Aunque observé este patrón, mis resultados mostraron que esos cambios (o su ausencia) en la riqueza y composición de las especies no dependen sólo de la implantación del monocultivo de pinos, sino también de las características del paisaje y las prácticas de manejo que determinan la cantidad de bosque y humedales que quedan en el paisaje, la estructura y composición de la vegetación en los estratos bajos (presencia y cobertura de herbáceas, que depende del manejo que se hace en los rodales de plantación y la presencia o no de ganado) y los impactos directos que el hombre ejerce sobre las especies nativas, como la caza.

4.5.1. Diferencias entre ambientes y efecto de las plantaciones forestales

Contrariamente a lo esperado según mi primera hipótesis, las plantaciones forestales no tuvieron un efecto fuerte en el ensamble de mamíferos de la ecorregión de los Campos y Malezales. Por otro lado y contrariamente a lo que observaron o predijeron otros autores (Andrade-Núñez y Aide, 2010), el reemplazo de los ambientes de pastizales nativos por plantaciones no favoreció a los mamíferos nativos de los bosques de la región, más bien ambos ambientes tuvieron un número y composición de especies sustancialmente distinto. Sin embargo, en los Esteros del Iberá el patrón de la composición de especies sí fue la esperada según mis hipótesis, ya que las plantaciones de pino tuvieron un ensamble de mamíferos similar a la de los mogotes de bosque, y las especies comunes y dominantes fueron distintas a las de los pastizales.

Si bien las plantaciones de pino tienen menor diversidad alfa de mamíferos que los ambientes nativos, la riqueza por estación no difirió entre el monocultivo y los

pastizales, y su riqueza general no fue significativamente menor a la del resto de los ambientes. Sin embargo, en los bosques nativos, principalmente en la región noreste del área de estudio en donde muchos de los remanentes de bosque son más extensos y corresponden en estructura y composición a los del Bosque Atlántico del Alto Paraná, fueron registradas varias especies de mamíferos típicas de esta ecorregión y que no estuvieron presentes en los demás ambientes (ver Figura 4. 2). Esto se vio reflejado en el importante efecto que tuvieron los bloques en la composición y abundancias relativas de las especies.

Las diferencias en la composición y abundancias relativas de los ensambles de mamíferos fueron mayores cuando se compararon los bosques con los pastizales, mientras que las plantaciones presentaron especies típicas de ambos ambientes. Ninguna especie apareció exclusivamente en las plantaciones ni fue indicadora de las mismas, no existiendo un verdadero recambio de especies, sino más bien una pérdida de especies y cambio en las abundancias relativas de la mayoría de las especies en este ambiente, principalmente al compararlo con el bosque nativo. Las especies que se registraron en las plantaciones y sus abundancias fueron muy similares a las de los pastizales, siendo las dos especies de zorro, el tatú de nueve bandas, el guazuncho y el ciervo de los pantanos, especies frecuentemente registradas en ambos ambientes. Como esperaba, la mayoría de estas especies (especialmente las tres primeras) son generalistas (Eisenberg y Redford, 2000) y/o que pueden vivir en áreas productivas y con fuertes impactos antrópicos (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Di Bitetti et al., 2009; Fracassi, 2001; Iezzi et al., 2017, 2018; Lucherini y Luengos Vidal, 2008).

La mayor parte de las especies frecuentemente registradas en los pastizales también son especies generalistas y/o que toleran los ambientes perturbados (de hecho, la mayoría convive con el ganado), por lo que no es sorprendente que utilicen con frecuencia también los otros ambientes (e.g., Andrade-Núñez y Aide, 2010; Michelson, 2005). Las únicas especies que fueron fotografiadas exclusivamente en los pastizales fueron el cuis (*Cavia aparea*) y el lobito de río (*Lontra longicaudis*), y la única especie que fue mucho más abundante en el pastizal que en los demás ambientes fue el carpincho, lo que explica las diferencias en la composición de especies dominantes,

principalmente en la región de los Esteros del Iberá. Además del carpincho, las otras especies indicadoras de los pastizales fueron el zorro pampa y el aguará guazú, aunque estas últimas dos fueron también registradas en las plantaciones (aunque con menor frecuencia y abundancia relativa, ver Tabla Apéndice 1. 5), algo que es consistente con trabajos previos en esta región y en el sudeste de Brasil (Lyra-Jorge et al., 2008; Michelson, 2005; Timo et al., 2014). A diferencia de lo que ocurre en el norte de Misiones, las plantaciones forestales en esta región todavía no cubren un porcentaje muy alto de la región (ocupando un 8,4% de la superficie del área estudiada), por lo que es probable que la mayoría de las especies de pastizal no perciban a este ambiente como una barrera. Muchas especies posiblemente las utilicen para transitar, refugiarse o incluso alimentarse. En futuros trabajos sería interesante estudiar los patrones de actividad de muchas de estas especies, ya que una posibilidad es que las mismas utilicen las plantaciones forestales como un ambiente complementario a los bosques nativos para descansar o como refugio ante las altas temperaturas, como lo hacen el oso hormiguero y el aguará guazú (Di Blanco et al., 2015; Michelson, 2005).

En el otro extremo, muchas de las especies típicas del Bosque Atlántico y que resultaron indicadoras de bosque en este estudio no utilizaron las plantaciones forestales. Estas incluyeron al agutí, el ocelote y la paca (el agutí y el ocelote incluso fueron especies indicadoras del bosque continuo del norte de Misiones, ver capítulo II). Otras especies indicadoras de bosque nativo y que fueron frecuentemente registradas fueron especies que, en el norte de Misiones (capítulo II), fueron detectadas como indicadoras de fragmentos o plantaciones. Estas incluyeron al tatú de nueve bandas, el coatí, la comadreja overa, el aguará popé, el zorro de monte y el guazuncho, especies que son frecuentemente registradas en bosques con mayor nivel de perturbación y/o en bosques ribereños (Andrade-Núñez y Aide, 2010; Di Bitetti et al., 2009; Paviolo et al., 2018).

4.5.2. Efecto de la ganadería

Contrariamente a lo esperado, la carga ganadera no resultó tener un efecto en la riqueza y composición de mamíferos. Sin embargo, la estructura de la vegetación en

los estratos bajos fue un factor determinante en los ensambles, lo que demuestra que la presencia de ganado probablemente afecte a los mismos de forma indirecta. En análisis preliminares que realicé para el mismo set de datos (Iezzi et al., 2017a), en donde contrasté la riqueza y composición de especies entre sitios con y sin ganado, la presencia de ganado tuvo un efecto en la composición de especies de las plantaciones forestales y de los pastizales. Particularmente en este último ambiente, logré detectar especies que fueron más sensibles a la presencia de ganado como el cuis, el carpincho y el ciervo de los pantanos, probablemente debido a una competencia indirecta por el alimento y/o pérdida de la cobertura de la vegetación (Hibert et al., 2010; Schieltz y Rubenstein, 2016). También existen determinadas especies, como el zorro pampa, que son más frecuentes en los campos ganaderos (Di Bitetti et al., 2009; Iezzi et al., 2017a).

4.5.3. Efecto de la estructura de la vegetación

Contrariamente a lo esperado y a lo que encontraron otros autores (Andrade-Núñez y Aide, 2010), la estructura arbórea (eje 1 del PCA) no resultó ser un factor importante en la composición y abundancias relativas de las especies, probablemente porque su efecto ya fue explicado por el efecto del tipo de ambiente. Por el contrario, la estructura de la vegetación en los estratos bajos (eje 2 del PCA) sí fue un factor determinante tanto para la riqueza como para la composición y abundancias relativas de las especies. Este efecto probablemente se deba a que muchas especies son dependientes de los pastos altos para alimentarse o como refugio (e.g., Bisceglia et al., 2011; Pereira et al., 2006). Incluso dentro de los ambientes boscosos, muchas especies típicas de bosque requieren una estructura más compleja del sotobosque (ver capítulo II; Iezzi et al., 2018; Lantschner et al., 2012). Si bien el principal factor que afecta a la cobertura vegetal es la presencia de ganado en cualquiera de los ambientes, las diferencias en el manejo forestal (por ejemplo, la densidad de la plantación) pueden provocar grandes cambios en la estructura de la vegetación (Brockhoff et al., 2008). Incluso, los sistemas silvopastoriles con baja carga ganadera, debido a su baja densidad de plantación, permiten el crecimiento de pastos altos, generando ambientes más similares a los pastizales nativos (Iezzi et al., 2017a).

4.5.4. Efecto de la extensión de cada tipo de ambiente en el paisaje

Los humedales y los bosques en el paisaje probablemente están actuando como una fuente para muchas de las poblaciones de mamíferos que dependen de éstos, ya que su alta proporción en el entorno genera un aporte a la riqueza de especies y produce cambios en la composición y abundancias relativas de los ensamblajes. Este resultado es esperable, ya que ambos ambientes tienen naturalmente más diversidad de mamíferos que los pastizales y que los ambientes antropizados, lo que remarca la importancia de su preservación en el paisaje (Andrade-Núñez y Aide, 2010; López-Ricaurte et al., 2017; Lyra-Jorge et al., 2008; Tews et al., 2004). Tews et al. (2004) llaman a este tipo de ambientes “estructuras claves” (keystone structures), ya que son estructuras espaciales distintas que proporcionan recursos o refugio cruciales para muchas especies dentro de un paisaje (e.g. Di Blanco et al., 2015). Particularmente, hay ciertas especies que son típicas de cada ambiente y que son más abundantes en sitios rodeados de bosque (ej.: el guazuncho) o de humedales (ej.: el carpincho y el ciervo de los pantanos -Fracassi et al., 2015). A pesar que la extensión de los pastizales no tuvo un efecto significativo en la composición de especies, el ensamblaje de mamíferos de este ambiente es significativamente distinto al de los bosques, por lo que es necesario conservar todos los tipos de ambientes nativos, ya que cada uno presenta especies características. La conservación del conjunto completo de especies a nivel de paisaje dependerá de que los ambientes nativos originales mantengan una representación suficientemente alta en el mismo y, en particular, la identificación y conservación de estructuras clave.

La heterogeneidad de ambientes también fue un factor muy importante tanto en la riqueza como en la composición y abundancia relativa de las especies. Los principales ambientes que componen el área de estudio son los pastizales (con y sin ganado) y los humedales (más del 70% de la superficie), por lo que la heterogeneidad mayoritariamente se debió a un aporte de los demás ambientes productivos (cultivo de arbustos o herbáceas, ~20%) y de los bosques nativos (3.5%). Hay especies que se adaptan o que utilizan distintos tipos de cultivos, por lo que la presencia de varios tipos de ambientes en el entorno favorece al aumento en la diversidad de especies

(Bennett et al., 2006; Reynolds et al., 2018) y a los cambios en la composición de los ensamblajes (Saito y Koike, 2013; Tews et al., 2004). Hay porciones del área de estudio, principalmente en el sur de Misiones y noreste de Corrientes (zona de tierra colorada), que tienen una alta diversidad de cultivos (yerba mate, té, plantación forestal), y aún conservan pastizales destinados a la ganadería y grandes proporciones de bosque con especies características del Bosque Atlántico. Es probable que esta región más heterogénea tenga una mayor diversidad de especies, no solo por la diversidad de ambientes, sino también por la gran proporción de bosques altamente diversos. Para este capítulo utilicé únicamente 7 categorías de usos de la tierra (ver Figura 1. 4), unificando todos los cultivos de arbustos y de herbáceas en una única categoría (excepto las pasturas para ganado que fueron unificadas con los pastizales debido a la dificultad de diferenciarlos con precisión). Sería interesante estudiar en futuros trabajos el efecto de cada tipo de cultivo en los mamíferos, ya que no todos pueden contribuir de igual forma a la diversidad de especies (Reynolds et al., 2018). Tanto la heterogeneidad como la proporción de bosque nativo tuvieron efectos más importantes a escalas locales (200 m), por lo que la variedad de ambientes alrededor de cada estación, incluyendo los cultivos de pequeña extensión, y la cercanía a los bosques probablemente fueron los factores que tuvieron mayor efecto en la diversidad de especies. Si bien el porcentaje de plantación forestal y de pastizal no fueron variables importantes, las estaciones inmersas en los rodales de pino y en los campos ganaderos de gran extensión con ausencia de bosques y/o de humedales en el entorno cercano fueron las que presentaron menor número de especies y distinta composición (un ensamblaje probablemente más pobre). Por lo tanto, aunque los distintos cultivos como componentes de un paisaje podrían modificar positivamente la disponibilidad de recursos para algunas especies de mamíferos (e.g. Hurst et al., 2014; Lantschner et al., 2013; Saito y Koike, 2013), es probable que a medida que aumente el área de los ambientes productivos de gran escala, como las plantaciones forestales, se produzca una homogeneización biótica producto de la simplificación del paisaje (Gámez-Virués et al., 2015). A su vez, debido a la pequeña escala a la que ocurren los cambios en la riqueza y composición de especies, es probable que exista

también un efecto de la extensión de los bordes entre los distintos usos de la tierra o de otros factores asociados a la configuración del paisaje que podrían estar correlacionados con la heterogeneidad y que deberían ser evaluados en el futuro (Reynolds et al., 2018).

4.5.5. Efecto del costo de acceso humano

Las poblaciones de los grandes mamíferos están siendo negativamente afectadas por la cacería ilegal, una actividad extractiva que está correlacionada con la accesibilidad y el nivel de protección (Di Bitetti et al., 2010, 2008; Galetti et al., 2017). Sin embargo, contrariamente a lo esperado y a lo encontrado en el capítulo II, en este caso el costo de acceso únicamente tuvo un efecto en la riqueza de especies, no así en la composición y abundancias relativas. Algunas especies, como el carpincho y el ciervo de los pantanos, que son más cazadas o son más esquivas a la presencia de humanos y/o perros, por lo que la accesibilidad a determinados sitios probablemente provoque una disminución en la ocurrencia de éstas, generando una disminución en el número de especies registrado. A su vez, los sitios con alta proporción de humedales en donde se encuentran en mayor medida estas especies, suelen ser también los sitios más inaccesibles. Por tal motivo, una posible explicación de por qué el costo de acceso no resultó tener un efecto importante en la composición de especies, podría ser porque ya fue explicado en parte por el efecto del porcentaje de humedal (a pesar de que ambas variables no estaban correlacionadas -coeficiente de Spearman = 0.2).

4.5.6. Principales conclusiones y recomendaciones

Si bien algunos autores sugieren que otros tipos de cultivos agrícolas son preferibles a las plantaciones forestales en ambientes naturalmente abiertos (Brockerhoff et al., 2008; Filloy et al., 2010), en el ensamble de mamíferos de los pastizales de la ecorregión de los Campos y Malezales las forestaciones no tuvieron un efecto muy marcado. Sin embargo, las estaciones de plantación presentaron menor diversidad y menor abundancia que las de los bosques nativos en esta región, lo que remarca la importancia de la conservación de este último tipo de ambiente en el paisaje de la región. En los Esteros del Iberá, por el contrario, las plantaciones tuvieron un efecto significativo en la composición y abundancias relativas de las especies del ensamble

de pastizal, por lo que la preservación de pastizales y de humedales en esta región resulta de vital importancia para la conservación de la comunidad de mamíferos. La presencia de pastos altos y de una estructura compleja de la vegetación en los estratos bajos también es un factor importante y podría reflejar un efecto indirecto de la presencia de ganado en la riqueza y composición de los ensambles. Un manejo forestal que permita el crecimiento del sotobosque (por ej. los sistemas silvopastoriles con carga ganadera no muy elevada) podría fomentar la utilización de las plantaciones de pino por los mamíferos nativos de la región. Sin embargo, es importante resaltar que el ambiente de plantaciones de pinos aún representa una superficie relativamente baja en esta región. Un aumento por encima de un umbral crítico podría, sin embargo, producir cambios importantes en la riqueza y la composición de los ensambles de mamíferos nativos.

Existen especies asociadas a cada tipo de ambiente natural y hubo marcadas diferencias en la riqueza, composición y abundancias relativas de las especies entre los bosques y los pastizales. Es importante remarcar entonces la importancia de conservar ambos tipos de ambientes, evitando la deforestación de los bosques nativos y el drenado de humedales, y manteniendo grandes áreas de pastizales naturales (sin ganado), ya que estos presentan un ensamble característico de esta porción de Sudamérica y distinto a los de los bosques.

Capítulo V. Efecto del manejo forestal en la composición y abundancias relativas de los ensambles de mamíferos de bosque y de pastizal.

5.1. Introducción

Los monocultivos forestales de gran escala generalmente ofrecen un hábitat de peor calidad para la mayoría de las especies de fauna nativas cuando se las compara con los ambientes naturales de cada región (Brockerhoff et al., 2008; Iezzi et al., 2018). Sin embargo, el grado de impacto que puede tener este tipo de plantación varía considerablemente dependiendo del manejo que se le aplique, el grado de intensificación de la producción y de las características de la región en donde fue implantada (Brockerhoff et al., 2013, 2008). Las acciones de manejo pueden dividirse ampliamente entre aquellas que están relacionadas con el manejo a nivel de rodal, y aquellas que están relacionadas con los aspectos espaciales y del paisaje productivo que involucra a la plantación y sus alrededores (Brockerhoff et al., 2008).

A escala de rodal, es esperable que el grado de similitud estructural y ambiental entre las plantaciones forestales y los ambientes naturales tenga un efecto considerable en la similitud entre las comunidades de especies animales (Dormann et al., 2007; Harrison et al., 1992). Por tal motivo, es esencial saber qué tipo de uso de la tierra precedió al establecimiento de la plantación, y cómo y con qué propósito se está manejando cada rodal (Brockerhoff et al., 2008). Por ejemplo, las plantaciones de crecimiento rápido, con turnos de cosecha cortos, suelen tener un mayor impacto negativo en la fauna nativa de los ambientes boscosos que las plantaciones con ciclos más largos (Brockerhoff et al., 2008). La vegetación del sotobosque de los rodales de pinos puede mostrar una clara tendencia sucesional con el correr de los años desde su plantación hacia un predominio creciente de especies nativas tolerantes a la sombra que son típicas de los sotobosques de los bosques naturales (Brockerhoff et al., 2003). Como consecuencia, la heterogeneidad estructural y vertical de la vegetación en los rodales más viejos puede proporcionar un mejor hábitat para las especies de animales típicas de los bosques (Bergner et al., 2015; Pietrek y Branch, 2011; Santoandré, 2017;

Timo et al., 2014; Zurita y Bellocq, 2012), sumado a la mayor probabilidad de colonización por las especies de bosque (Brockerhoff et al., 2008; Lindenmayer et al., 2008a). Por el contrario, en regiones donde el ambiente natural es de pastizal, el efecto sucesional puede ser inverso, ya que a medida que aumenta la edad del rodal y aumenta la cobertura del dosel, disminuye la presencia de pastos y herbáceas que pueden ser utilizados como refugio y/o alimento de muchas de las especies de fauna nativa de la región (Michelson, 2005; Pereira et al., 2006; Rishworth et al., 1995; Santoandré, 2017).

Otra acción de manejo a escala de rodal que puede tener un efecto significativo en la diversidad de especies es la densidad de árboles presentes en la plantación forestal (Lantschner et al., 2008; Lindenmayer y Hobbs, 2004). La densidad de cada rodal puede regularse según el distanciamiento a la hora de plantar y/o realizando extracciones posteriores de determinados árboles (raleos) que habitualmente se aplican para una selección sanitaria y de calidad de madera, y para lograr tener árboles con diámetros superiores al final del ciclo (Esquivel, 2012). Se ha demostrado que en plantaciones que tuvieron raleos, la apertura del dosel permite mayor entrada de luz y un mayor crecimiento de un sotobosque de especies de plantas nativas (Ares et al., 2009; Seiwa et al., 2012; Trentini et al., 2017) que pueden proporcionar recursos para determinadas especies de la fauna regional (Luck y Korodaj, 2008; Rishworth et al., 1995; Simonetti et al., 2013; Sullivan et al., 2007; Verschuyt et al., 2011). La densidad de la plantación y/o la intensidad del raleo, sumado a la realización de podas, pueden determinar el tipo de vegetación que crecerá en su sotobosque, ya que al aumentar el ingreso de radiación solar suele aumentar la abundancia de especies típicas de ambientes abiertos o perturbados o típicas de pastizales (Wilson y Puettmann, 2007). Sin embargo, la composición de especies vegetales que crecerán bajo las plantaciones de pinos dependerá también de las condiciones ambientales de la región, del uso de la tierra previo a la plantación, de los recursos disponibles y de las características de las especies vegetales capaces de colonizar el ambiente productivo (Bartemucci et al., 2006; Brockerhoff et al., 2003; Wilson et al., 2009). Un ejemplo de plantaciones a baja densidad son los sistemas

silvopastoriles, en donde intencionalmente se favorece el ingreso de luz solar para permitir la combinación de árboles, plantas forrajeras y ganado en la misma superficie (Esquivel, 2012).

A escala de paisaje, un manejo integral que promueva de diversidad de especies nativas puede abarcar acciones que impliquen desde un patrón espacial aleatorio de plantaciones con distintas edades (Brockerhoff et al., 2008), a la conservación y/o restauración de ambientes naturales entre los rodales productivos (Brockerhoff et al., 2013; Lindenmayer y Hobbs, 2004). Los parches de bosque nativo de gran tamaño son críticos como fuentes poblacionales de especies de mamíferos en paisajes productivos (Núñez-Regueiro et al., 2015; Yue et al., 2015), por lo que la conservación de grandes áreas de bosque son esenciales para la persistencia de los ensambles de fauna originales en el paisaje (Brockerhoff et al., 2013; Lindenmayer y Hobbs, 2004). Incluso los remanentes relativamente pequeños de ambientes nativos, como son los bosques ribereños, pueden tener las condiciones necesarias para la persistencia de muchas especies, contribuyendo a la diversidad de especies dentro de las plantaciones aledañas (Lantschner et al., 2012; Lindenmayer et al., 2008a; Luck y Korodaj, 2008).

5.2. Objetivos e Hipótesis

El objetivo de este capítulo es estudiar el efecto de variables relacionadas al manejo forestal a escala de rodal y a escala de paisaje en la similitud del ensamble de mamíferos registrado en las plantaciones con el de los ambientes nativos para poder generar recomendaciones de manejo. Para ello, con los resultados de los muestreos realizados con cámaras trampa pondré a prueba las predicciones de hipótesis generadas para ambas escalas de estudio, una escala de rodal forestal y una escala de paisaje productivo forestal.

Hipótesis a escala de rodal

(1) Cuanto mayor es la similitud estructural de una plantación forestal con el ambiente natural, mayor es su utilización por los mamíferos nativos. Esta hipótesis predice que: P₁₁) El ensamble de mamíferos de plantaciones forestales tendrá mayor similitud con el de los ambientes naturales (bosques o pastizales) cuanto mayor sea la

similitud en la estructura y composición de la vegetación en su sotobosque a la de estos ambientes. P₁₂) La similitud del ensamble de mamíferos de las plantaciones forestales con el pastizal disminuirá con la edad del rodal mientras que lo contrario ocurrirá con la del bosque nativo. P₁₃) El ensamble de mamíferos de las plantaciones forestales tendrá mayor similitud con el del pastizal cuanto menor sea la densidad de árboles del rodal mientras que tendrá mayor similitud con el del bosque nativo a densidades intermedias (similares a las del bosque nativo). P₁₄) La similitud de los ensambles de los ambientes naturales y de las plantaciones forestales con ganadería disminuirá con el aumento de la carga ganadera en estas últimas debido al efecto indirecto de la pérdida de su sotobosque como consecuencia del pisoteo.

Hipótesis a escala de paisaje forestal

(2) La extensión relativa del ambiente natural en el paisaje es un factor importante que determina la diversidad de especies nativas. Esta hipótesis predice que el ensamble de mamíferos de las plantaciones forestales será más similar al de los ambientes naturales (bosques o pastizales) cuanto mayor sea la proporción de cada tipo de ambiente en el paisaje que rodea a los puntos muestreados.

(3) Los grandes fragmentos de bosque continuo presentes en el Bosque Atlántico son las principales áreas fuente de poblaciones de mamíferos en esta región. Esta hipótesis predice que el ensamble de mamíferos de las plantaciones presentará mayor similitud con el del bosque cuanto menor sea su distancia al bloque continuo de Bosque Atlántico.

(4) La caza furtiva afecta negativamente a las poblaciones de grandes mamíferos (Dirzo et al., 2014). Como consecuencia, la similitud de la composición y abundancias relativas de las especies (comparada con la de un bosque nativo relativamente inaccesible) disminuirá con la accesibilidad humana a los rodales.

5.3. Materiales y Métodos

5.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo

Este estudio se llevó a cabo en dos grandes regiones del noreste de Argentina que comprenden tres eco-regiones: la eco-región del Bosque Atlántico del Alto Paraná o

Selva Paranaense, en el Norte de Misiones (Figura 1. 2); la eco-región de los Campos y Malezales, en el Noreste de Corrientes y Sur de Misiones; y la eco-región de los Esteros del Iberá, en el centro-norte de Corrientes. En el norte de Corrientes y sur de Misiones focalicé el esfuerzo de muestreo en los ambientes originales y en las plantaciones de pinos independientemente de si se localizaban en la eco región de los Campos y Malezales o en la de los Esteros del Iberá (Figura 1. 4 y Figura 4. 1) y consideré a toda la región como una misma área de estudio.

El área de estudio en el norte de Misiones abarca gran parte del fragmento continuo más grande del Bosque Atlántico del Alto Paraná, un bosque subtropical semideciduo con una alta diversidad de plantas y animales que todavía contiene el ensamble completo de mamíferos terrestres nativos de la región (Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003). En el norte de Corrientes y sur de Misiones, el área de estudio abarca grandes extensiones de pastizales naturales con y sin ganado, y pequeños remanentes de bosque nativo comúnmente llamados “mogotes” y bosques ribereños. En ambas regiones, las plantaciones monoespecíficas de crecimiento rápido del género no nativo *Pinus* (principalmente *Pinus taeda* y *Pinus elliottii*) han reemplazado parcialmente los ambientes nativos. El manejo forestal fue variable dependiendo de los propósitos forestales de cada empresa o productor. El destino de la madera a ser producida es el que determina principalmente la realización o no de podas, la densidad de plantación y la intensidad de los raleos (Di Marco, 2014).

En el norte de Misiones, las plantaciones forestales estudiadas pertenecen en su mayoría a la empresa ARAUCO S.A., que desde el 2010 tiene como principal objetivo la elaboración de pasta celulósica. Para este tipo de producción, las plantaciones se realizan a alta densidad (espaciado de 3x2 m: 1666 árboles/ha) sin aplicar ningún tipo de manejo (ni raleo ni poda) luego del tercer año. Durante los primeros dos o tres años el manejo consiste en la aplicación de herbicidas y hormiguicidas. Los turnos de corta de estas plantaciones rondan entre los 13 y 14 años. En esta región, las plantaciones abarcan alrededor del 20% del área de estudio, y consisten en grandes extensiones relativamente continuas de forestaciones (>50.000 ha) con pequeños fragmentos y corredores de bosque nativo entre los rodales (Figura 1. 2).

En el norte de Corrientes y sur de Misiones existen varias empresas forestales y el principal objetivo de las plantaciones es la producción de madera aserrada o tableros, aunque existen algunas empresas que plantan pinos con más de un propósito (extracción de resina, por ejemplo). En esta región existen también varios productores ganaderos que expandieron su actividad a la plantación forestal para la producción de madera. Cuando el objetivo es la obtención de madera, lo más común en esta región es plantar a densidades entre 800 y 1600 árboles/ha, realizando raleos y podas a edades intermedias para terminar con densidades de entre 250 y 600 árboles/ha, y con turnos de corta de entre 17 y 20 años (Di Marco, 2014; Wadsworth, 2000). Sin embargo, el manejo forestal es variable, dependiendo de los criterios de cada empresa o productor. Muchos de los productores ganaderos, decidieron establecer las forestaciones siguiendo un sistema silvopastoril, en donde en general se plantan grupos de dos o tres hileras de árboles cercanas (líneos apareados distanciados entre sí por 3 ó 4 m) separadas por callejones de 10-15 m, de manera que se promueva la producción de pastos o forraje para el ganado (Esquivel, 2012). En estos casos la densidad de plantación varía entre 500 y 800 árboles/ha, alcanzando densidades cercanas a los 150-200 árboles/ha luego de los raleos. En esta área de estudio, las plantaciones forestales todavía ocupan menos del 10% de la superficie, aunque están en plena expansión. Además, suelen estar dispersas en múltiples propiedades pertenecientes a varias empresas forestales cuyas unidades de manejo, en general, no superan las 10.000 ha, o bien están inmersas dentro de campos ganaderos relativamente extensos, ocupando pocas hectáreas dentro de cada campo (Figura 1.4).

Para estudiar el ensamble de mamíferos medianos y grandes en las plantaciones forestales, realicé dos muestreos con cámaras-trampa (Reconyx HC500), uno en cada área de estudio, que fueron descritos en el capítulo I. En el norte de Misiones instalé 184 estaciones de cámaras-trampa distribuidas en tres ambientes distintos: bosque continuo, fragmentos de bosque y plantaciones de pino. En el norte de Corrientes y sur de Misiones, instalé 234 estaciones distribuidas en pastizales, bosques nativos y plantaciones de pino. En este último muestreo, debido a la amplitud del área de

estudio, las estaciones se ubicaron en cuatro bloques a lo largo de las principales sub-áreas de muestreo (Figura 1. 4 y Figura 4. 1). Para este capítulo excluí las 69 estaciones de fragmentos de bosque del norte de Misiones ya que solo estaba interesada en los ensambles de mamíferos presentes en las plantaciones de pino y su comparación con los de las comunidades de referencia de los ambientes nativos. Por ello, para el Bosque Atlántico sólo utilicé las estaciones del bosque continuo ya que mejor representan al ensamble original (ver capítulo II y Iezzi et al., 2018).

En el norte de Misiones, las estaciones dentro de las plantaciones forestales fueron ubicadas en rodales de 4-14 años (se excluyó una estación ubicada en una plantación de 34 años y sin manejo, ya que era una situación atípica), con densidades entre 800 y 1666 árboles/ha (Tabla 5. 1). El 96% de las estaciones fueron ubicadas en propiedades de ARAUCO S.A., y únicamente 2 estaciones quedaron localizadas en campos de un propietario particular (ambos rodales con una densidad de 1250 árboles/ha). Debido a que las plantaciones adultas correspondían a un plan de manejo anterior de la empresa, los únicos rodales que tuvieron al menos un raleo y densidades menores a 1666 árboles/ha fueron los que tenían edades superiores a 10 años (N = 12 estaciones) y no tuve estaciones de más de 11 años con densidades superiores a 800 árboles/ha.

En el norte de Corrientes y sur de Misiones, las estaciones dentro de las plantaciones fueron ubicadas en rodales de 1-19 años (se excluyó una estación ubicada en una plantación de 30 años y sin manejo, ya que también era una situación atípica). En este caso las densidades variaron entre 200 y 1666 árboles/ha, incluyendo algunos rodales plantados bajo el sistema silvopastoril con líneas apareados (Tabla 5. 1). Debido a que las estaciones fueron ubicadas en campos pertenecientes a distintas empresas y propietarios (6 empresas forestales y 10 productores independientes), los rodales tuvieron un amplio rango de tipos de manejo e intensidades de raleo.

Tabla 5. 1. Valores de la media, mediana y desvío estándar de la edad y densidad del rodal de pino al momento de la instalación de la cámara-trampa para las dos áreas de estudio. También se indica el porcentaje de los rodales que tuvieron al menos un raleo al momento de la instalación de la cámara, el porcentaje de plantaciones bajo un sistema silvopastoril (con líneas apareados) y el porcentaje de rodales que tenían presencia de ganado (incluyendo los silvopastoriles).

Área de estudio	Número de estaciones	Edad (años)			Densidad (árboles/ha)			% raleo	% silvopastoril	% con ganado
		media	mediana	DE	media	mediana	DE			
Bosque Atlántico	51	8.13	8	3.03	1463.4	1666.6	360.61	21.5	0	0
Campos y Malezales e Iberá	73	9.65	9	4.53	644.63	600	275.74	63	12.3	44

5.3.2. Estimación de las variables independientes

Para poner a prueba las hipótesis planteadas, para cada estación de muestreo y dependiendo de la zona de estudio estimé 5 ó 6 variables independientes para evaluar su efecto sobre la composición y abundancias relativas de los ensambles de mamíferos: 1) la estructura y composición del sotobosque ("vegetación"); 2) la edad del rodal ("edad"); 3) la densidad de la plantación ("densidad"); 4) la carga ganadera ("ganado", sólo en Corrientes y Sur de Misiones); 5) el porcentaje de cada tipo de ambiente nativo de referencia en radios concéntricos alrededor de la estación de muestreo ("% de pastizal" y "% de bosque"); 6) la distancia al borde del bloque de bosque continuo ("distancia"; sólo en el norte de Misiones); 7) el costo de acceso humano como proxy del nivel de presión humana y la caza ("costo de acceso"; sólo en el norte de Misiones). Las variables 5-7 fueron estimadas mediante un SIG.

1. Vegetación: con las variables de vegetación medidas a campo dentro de las plantaciones forestales, realicé un Análisis de Componentes Principales (PCA) para resumir la variación en la estructura y composición del sotobosque entre las distintas estaciones de plantaciones. En ambas áreas de estudio consideré únicamente las mediciones correspondientes a la vegetación que podría estar presente en los ambientes nativos, excluyendo los toques de pinos.

En el norte de Misiones realicé el PCA con las variables de abundancia relativa de las especies o géneros y formas de vida dominantes del sotobosque del Bosque Atlántico (ñandipá *Sorocea bonplandii*, pariparoba *Piper sp.*, las cañas Tacuarembó *Chusquea ramosissima*, yatevó *Guadua trinii*, y tacuapí *Merostachis clausenii*, lianas, helechos,

pastos) y con el número de palmeras pindó (*Syagrus rommanzoffiana*) presentes en un área equivalente a $\frac{1}{4}$ ha centrada en el punto de muestreo (para más detalle del muestreo de vegetación ver capítulo II). No incluí el número de palmeras palmito debido a la escasez de individuos de esta especie dentro de las plantaciones. El resultado del PCA me permitió extraer un único eje principal que diferenció las estaciones con mayores abundancias de especies típicas del bosque nativo (valores positivos) de las estaciones con presencia de pastos, característicos de ambientes abiertos o de bosques con mayor nivel de perturbación (valores negativos) (Tabla Apéndice 5. 1). Debido a que en esta región los rodales con edades inferiores a 10-11 años fueron plantados a alta densidad y no se les efectuó ni raleo ni poda, muchas de las plantaciones contaban con una alta cobertura de ramas de pino y con ausencia de especies vegetales nativas. Por tal motivo, la variable que mide el número de toques de la vegetación (nativa o no) en una varilla vertical de 4 m (ver capítulo II) fue considerada como una variable aparte en un análisis posterior (“toques”).

En el norte de Corrientes y sur de Misiones realicé el PCA con las variables que representaron el número de toques de helechos, herbáceas en forma de mata de zonas altas o lomas (principalmente espartillo y paja colorada), pastos y otras herbáceas, árboles y arbustos. También incluí el número de toques totales hasta 1 m de altura excluyendo los toques de acículas o ramas de pinos. Excluí las variables del número de toques de lianas, enredaderas y herbáceas en forma de mata de ambientes húmedo y los toques a alturas superiores a 1 m de plantas nativas por la escasez de registros dentro de las plantaciones (para más detalle del muestreo de vegetación ver capítulo IV). En este caso, seleccioné los dos primeros ejes como variables explicatorias: el eje 1 diferenció las estaciones con alta presencia de herbáceas en forma de mata típicas de pastizales nativos y con una alta densidad de vegetación en los estratos bajos (valores positivos) de las estaciones con escaso sotobosque (valores negativos, “vegetación 1”). El eje 2 diferenció las estaciones con un alto número de toques de árboles nativos, arbustos, helechos y pastos y otras herbáceas (valores positivos) de las estaciones con escaso sotobosque (valores negativos, “vegetación 2”) (Tabla Apéndice 5. 2).

2. **Edad del rodal:** solicité a los propietarios la información del año de plantación de cada rodal en donde se instaló una cámara-trampa y estimé la edad como el número de años desde la plantación hasta la fecha del muestreo.
3. **Densidad del rodal:** solicité la información de la densidad del rodal, cuantificada como n° de árboles/ha al momento de la instalación de la cámara-trampa. Además de la densidad, solicité información sobre la existencia de al menos un raleo en el rodal en edades previas a la instalación de la cámara-trampa.
4. **Carga ganadera:** Esta variable fue estimada únicamente para las estaciones presentes en el norte de Corrientes y sur de Misiones, ya que fueron las que pudieron presentar ganado. Estimé la variable como el número de registros independientes de ganado (vacas, búfalos, ovejas, caballos y cabras) / el esfuerzo de muestreo (en días) de cada estación de cámara-trampa, de manera de reflejar la presión ganadera en la misma localización y período de tiempo en que obtuve los registros de los mamíferos no domésticos. Además de la carga ganadera, identifiqué las estaciones ubicadas en rodales plantados bajo el sistema silvopastoril ("silvopastoril").
5. **Porcentaje de cada tipo de ambiente:** Con una capa vectorial de usos de la tierra, estimé los porcentajes de cada tipo de ambiente natural en cuatro radios diferentes (200, 500, 1000 y 2000 m), centrados en las estaciones de cámara-trampa.
6. **Distancia al bloque continuo de bosque:** esta variable fue estimada únicamente para las estaciones localizadas en el norte de Misiones. Para estimar esta variable utilicé un modelo de conectividad funcional de menor costo (Adriaensen et al., 2003; Epps et al., 2007) que tiene en cuenta la heterogeneidad y el efecto de fricción de la matriz del paisaje. Utilicé la función Costo-Distancia para estimar los costos acumulados a través de los caminos de menor costo a medida que un mamífero hipotético se aleja del bloque de bosque nativo, tomando en cuenta la distancia (en km) desde su límite (para más información sobre la estimación de esta variable, ver el capítulo II).
7. **Costo de acceso:** La variable "costo de acceso" fue creada siguiendo a De Angelo et al. (2011) y representa el costo de accesibilidad humana medido como las horas necesarias para acceder a la celda donde está ubicada la estación desde el

pueblo o ciudad más cercana. Medí esta variable utilizando la función de Costo-Distancia que mide el costo acumulado por los caminos de menor costo (principalmente rutas y ríos, para más información de la estimación de esta variable ver el capítulo II). Estimé esta variable únicamente para las estaciones de plantaciones localizadas en el norte de Misiones ya que se podían contrastar con un ambiente de referencia relativamente inaccesible (el bosque continuo), mientras que en el norte de Corrientes y sur de Misiones los ambientes nativos de referencia variaban en su nivel de accesibilidad y presión de caza.

Al PCA realizado para estimar la estructura de la vegetación lo generé con el software Past (ver 2.17c). Para estimar las variables 5-7 utilicé una capa vectorial de uso del suelo (píxeles de 30x30 m) creada para el período 2013-2014 por Zuleta et al. (2015) mediante el software ArcGIS 10.3.1 (ESRI Inc.).

5.3.3. Análisis estadístico

Para poner a prueba las hipótesis planteadas, evalué el ajuste de distintos modelos lineales que incluyeron como variable respuesta a la similitud del ensamble de mamíferos de los rodales de pinos con respecto al de los ambientes nativos de referencia y a las variables antes descritas como variables explicatorias.

Estimación y distribución de las variables respuesta

Para estudiar la similitud en la composición y abundancias relativas de las especies usé la tasa de registros de cada especie (nativa y exótica asilvestrada) fotografiada en cada estación, calculada como el número de registros independientes/número de días en que la cámara estuvo activa. Con las tasas de registros estimadas para las estaciones ubicadas en plantaciones forestales y en cada uno de los ambientes nativos (bosque continuo en el Bosque Atlántico y bosque y pastizal en los Campos y Malezales e Iberá), realicé 3 NMDS (uno por cada ambiente nativo e incluyendo las estaciones de plantación) para ordenar los sitios de muestreo de acuerdo a su similitud en la composición de especies de mamíferos dominantes usando el índice Morisita-Horn. Con los valores (scores) de los ejes 1 y 2 del bi-plot obtenido, estimé los centroides de los sitios de cada ambiente nativo para utilizarlos como

comunidades de referencia, y calculé la distancia euclidiana entre cada estación de muestreo de una plantación y el centroide de la comunidad de referencia. Una gran distancia euclidiana desde una estación de plantación al centroide de las estaciones de un ambiente nativo particular implica que el ensamble de mamíferos registrado en esa plantación se parece menos al de la comunidad de referencia que el de otra estación de plantación que tiene una distancia más corta.

En el caso de los Campos y Malezales e Iberá, debido a que en el capítulo IV encontré que la composición y abundancias relativas de las especies variaba entre sub-regiones, realicé PERMANOVAs de una vía con las tasas de registros de las estaciones de cada ambiente nativo (bosque y pastizal) y con el “bloque” como variable explicatoria, de manera de redefinir esta categorización según la composición de las especies de las comunidades de referencia. Con esta información, en los bi-plot obtenidos de los NMDS, estimé un centroide para cada bloque con la nueva categorización y calculé las distancias entre el centroide y las estaciones de plantación del mismo bloque.

Para realizar los NMDS eliminé todas las estaciones que registraron una única especie o que no tuvieron ningún registro para obtener un mejor ordenamiento de los datos (10 estaciones en el Bosque Atlántico y 17 en los Campos y Malezales e Iberá). Realicé los modelos para las diferencias en la composición de especies dominantes asumiendo una distribución normal en todos los casos. En todos los modelos corroboré que los residuos se distribuyan aleatoriamente y con variabilidad constante.

Selección de modelos

Debido a que en cada área de estudio y para cada comunidad de referencia tenía distintas hipótesis a poner a prueba y distintas variables que representaban esas hipótesis, realicé modelos con distinta combinación de variables en cada caso (Tabla 5. 2). En el caso de las estaciones de plantaciones de los Campos y Malezales e Iberá, debido a la amplitud en el rango de densidades de plantación evaluadas, cuando realicé los modelos para estudiar qué variables afectan la similitud de especies con respecto al bosque nativo, incluí el término cuadrático de la densidad de pinos del

rodal ya que la mayor similitud podría ocurrir a densidades intermedias (la densidad de árboles promedio de los bosques nativos en esta región fue de 628.36 árboles/ha).

Tabla 5. 2. Variables independientes utilizadas en los modelos lineales para evaluar su efecto en la similitud de especies con respecto a los ambientes nativos de cada área de estudio. El signo entre paréntesis indica la direccionalidad de las hipótesis que se intentan poner a prueba con cada variable.

Bosque Atlántico	Campos y Malezales e Iberá	
	Pastizal	Bosque
1. Vegetación (+)	1. Vegetación 1* (+)	1. Vegetación 2* (+)
2. Edad del rodal (+)	2. Edad del rodal (-)	2. Edad del rodal (+)
3. Densidad del rodal (-)	3. Densidad del rodal (-)	3. Densidad del rodal (intermedia)
4. Porcentaje de bosque (+)	4. Carga ganadera (-)/silvopastoril (+)	4. Carga ganadera/silvopastoril (-)
5. Distancia al bloque de bosque (-)	5. Porcentaje de pastizal (+)	5. Porcentaje de bosque (+)
6. Costo de Acceso (+)		

*" Vegetación 1" y "Vegetación 2" hacen referencia a los ejes 1 y 2 del PCA respectivamente, y que resumen la estructura del sotobosque de las plantaciones. Valores positivos en ambos ejes representan similitudes en la vegetación a los pastizales y a los bosques nativos respectivamente.

Debido a que los sistemas silvopastoriles implican la presencia de ganado pero a una densidad baja de plantación, evalué si la similitud del ensamble de especies de las plantaciones con los ambientes de referencia se veía más influenciada por la carga ganadera o por este tipo de sistema agroforestal. Para ello, realicé un modelo univariado con la variable "silvopastoril" y lo contrasté con un modelo que incluía las variables de "carga ganadera" y "densidad" estimando el Criterio de Información de Akaike con correcciones para muestras pequeñas (AICc), y seleccionando las variables que estaban incluidas en los modelos que tenían el menor valor (Tabla Apéndice 5. 3 y Tabla Apéndice 5. 4). De la misma manera, para seleccionar el mejor radio de las variables del porcentaje de cada tipo de ambiente, también realicé un modelo univariado para cada variante (cada radio) y los comparé según su valor AICc, seleccionando las variantes de las variables que estaban incluidas en los modelos que tenían el menor valor (Tabla Apéndice 5. 3, Tabla Apéndice 5. 4 y Tabla Apéndice 5. 5). Finalmente, realicé todas las combinaciones posibles de las variables seleccionadas (incluyendo el modelo nulo) ya que estaba interesada en estudiar el efecto y la importancia de cada una en la composición de mamíferos (Anderson, 2008; Burnham y Anderson, 2002). Todos los modelos fueron ordenados usando el AICc y seleccioné todos aquellos que tenían un $\Delta AICc \leq 2$. Los modelos que contenían "variables no

informativas” (variables que se adicionan al mejor modelo pero que no contribuyen a un mejor ajuste) fueron eliminadas del análisis (Anderson, 2008; Arnold, 2010; Burnham y Anderson, 2002) y las mismas fueron corroboradas analizando si su intervalo de confianza (IC) del 95% incluía el cero (Anderson, 2008). Cuando hubo más de un modelo con un $\Delta AICc \leq 2$, realicé un promedio de los mejores modelos seleccionados para estimar los valores de beta de cada variable con sus IC del 95%. Consideré que las variables cuyos IC no incluyeron el cero tuvieron una fuerte evidencia de afectar la variable respuesta (Anderson 2007; Dugger et al. 2015). En todos los casos usé pruebas a una cola ya que todas las variables correspondían a hipótesis direccionales (Tabla 5. 2).

Una vez seleccionado el mejor modelo, estimé el índice de Moran I (Moran, 1950) sobre sus residuos para descartar una posible autocorrelación espacial no contemplada por las variables utilizadas. Para este análisis utilicé el software ArcGIS 10.3.1 (Spatial Statistics Tools).

En el caso del Bosque Atlántico, debido a que la edad del rodal tuvo el efecto contrario a lo esperado, intenté entender este patrón asociando la cronología de las plantaciones con la cobertura vegetal, medido como el número de toques en la varilla vertical de 4 m. Como los rodales que tenían edades inferiores a 10-11 años fueron plantados a alta densidad y no tuvieron ni raleo ni poda, es esperable que la relación entre el número de toques y la edad del rodal sea negativa debido a la alta cobertura de ramas de pino en las edades jóvenes (a edades mayores las ramas están a mayor altura). Por el contrario, edades superiores a los 11 años que tienen densidades inferiores y tuvieron al menos un raleo y una poda, es esperable que se invierta la relación y que el número de toques aumente con la edad debido a la cobertura de vegetación nativa que creció gracias al ingreso de luz. Para estudiar esta relación, realicé un modelo lineal con el número de toques como variable respuesta y la edad del rodal, incluyendo su término cuadrático, como variable explicatoria y corroboré su efecto contrastando el valor de AICc con el modelo nulo. Como existió una fuerte asociación entre el número de toques de la vegetación y la edad del rodal, una vez obtenido el mejor modelo que explicó la similitud de especies, contrasté este modelo

con uno idéntico pero que reemplazó la edad del rodal por el número de toques, estimando sus valores de AICc.

Para evaluar las correlaciones entre las variables explicatorias, realicé correlaciones de Spearman utilizando el software Infostat (ver. estudiantil 2015). Para el resto de los análisis estadísticos utilicé el software R ver. 3.2.3. Con el paquete “car” corroboré si había colinealidad entre las variables con la función “vif” (Variance Inflation Factor; Fox, 2007). Realicé la selección de modelos con el paquete “MuMin” (Bartoñ, 2016) y las figuras fueron generadas con los paquetes “ggplot2” y “visreg” (Breheny y Burchett, 2016; Wickham, 2014).

5.4. Resultados

En las plantaciones forestales del Bosque Atlántico, las 51 estaciones de cámaras trampa consideradas en este capítulo registraron 26 especies de mamíferos nativos y presentaron una composición de especies dominantes diferente a la del bosque continuo (Figura 5. 1, ver también capítulo II).

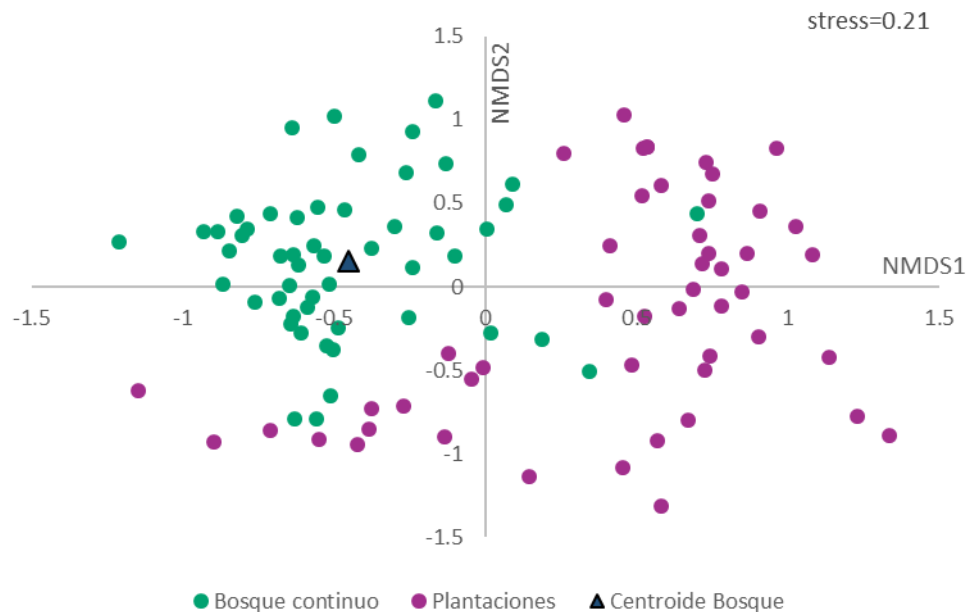


Figura 5. 1. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de Morista-Horn para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en el bosque continuo y plantaciones de pinos en el Bosque Atlántico del norte de Misiones. En el biplot se indica el centroide estimado para los sitios del bosque continuo que será utilizado como comunidad de referencia.

En las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá, las 73 estaciones de plantaciones utilizadas en este capítulo registraron 22 especies de mamíferos nativos y 1 especie exótica asilvestrada (chancho cimarrón, *Sus scrofa*). La composición de especies dominantes de los bosques nativos fue diferente entre las sub-regiones o bloques detectando 2 comunidades de referencia (Tabla Apéndice 5. 6): un ensamble de los bosques de los Esteros del Iberá y del centro y sur del área de estudio (bloques A+B+D), y un ensamble de los bosques al noreste del área de estudio (bosques con composición similar a la del Bosque Atlántico, bloque C). Los ensambles de las plantaciones forestales parecen diferenciarse de los ensambles de los bosques nativos, aunque con variaciones entre los bloques (Figura 5. 2 y ver también capítulo IV).

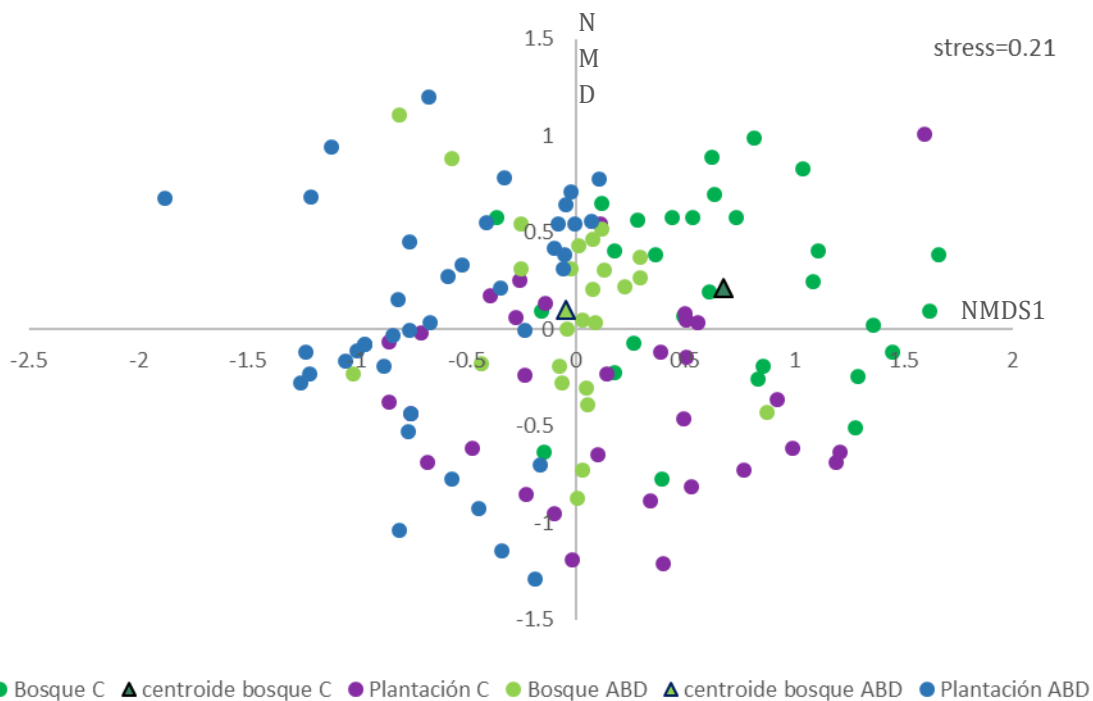


Figura 5. 2. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de Morista-Horn para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en bosque nativo y plantaciones de pinos en los Campos y Malezales e Iberá. En el bi-plot se indican los centroides estimados por bloque para los sitios de bosque que serán utilizados como comunidades de referencia.

La composición de especies dominantes de los pastizales también fue distinta entre los bloques, pero esta vez los 2 ensambles distinguibles correspondieron a distintos agrupamientos de bloques (Tabla Apéndice 5. 7): un ensamble correspondiente a los pastizales de los Esteros del Iberá (bloque A) y un ensamble de los pastizales de los Campos y Malezales (centro, este y sur del área de estudio, bloques B+C+D). La

composición de especies dominantes de las plantaciones forestales no pareció diferenciarse en forma significativa de la de los pastizales (Figura 5. 3, ver también capítulo IV).

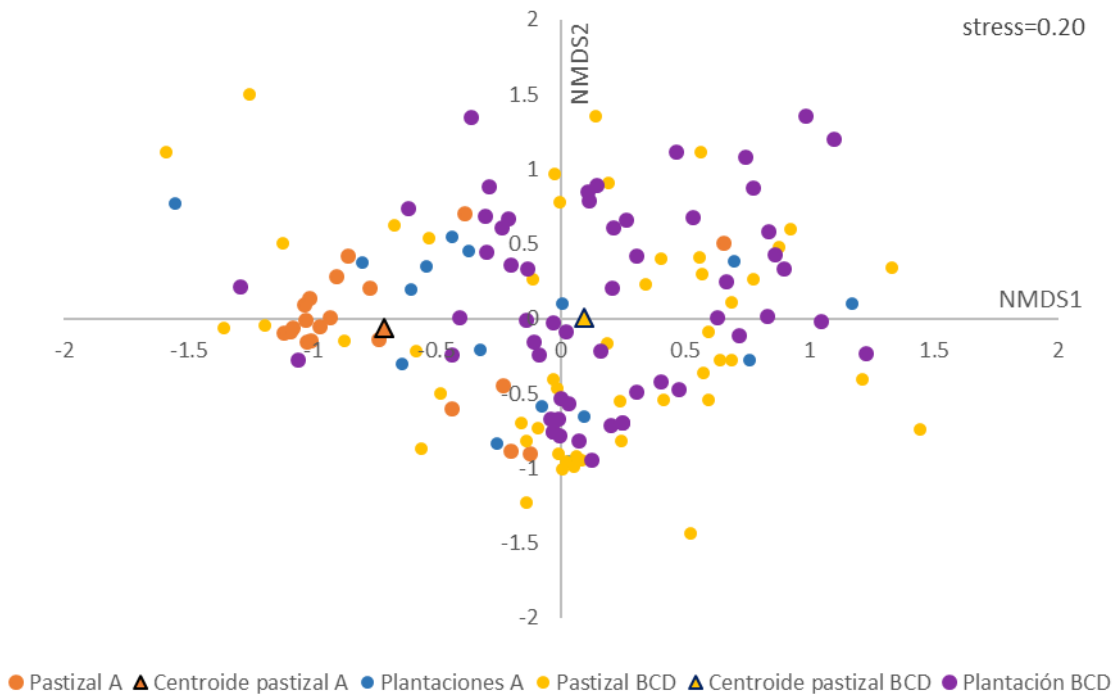


Figura 5. 3. Non-metric multidimensional scaling (ejes NMDS1 vs. NMDS2) usando distancias de Morista-Horn para los ensambles de mamíferos estudiados con trampas de cámara en pastizal y plantación de pinos en los Campos y Malezales e Iberá. En el bi-plot se indican los centroides estimados por bloque para los sitios de pastizal que serán utilizados como comunidades de referencia.

Plantaciones de pino vs. bosque continuo del Bosque Atlántico

Varios modelos explicaron la similitud de especies entre las plantaciones forestales y el bosque continuo del Bosque Atlántico (Tabla Apéndice 5. 8). Sin embargo, únicamente el costo de acceso fue la variable que tuvo un efecto fuerte según las predicciones de mis hipótesis (Tabla 5. 3, Figura 5. 4). Al aumentar el costo de acceso humano disminuye la distancia euclidiana al centroide de referencia, es decir que las estaciones de plantaciones más inaccesibles y con menor impacto humano tienen un ensamble más similar al del bosque continuo. Para la variable correspondiente a la edad del rodal, su intervalo de confianza indicó que la variable también tuvo un efecto

fuerte (Tabla 5. 3) pero en el sentido opuesto al esperado según la predicción de mi hipótesis (rodalés más jóvenes fueron más similares al bosque continuo, Figura 5. 4). Sin embargo, la edad del rodal fue un factor importante para explicar la cobertura de vegetación, ya que en plantaciones densas y sin raleo ni poda, las edades más jóvenes tuvieron un mayor número de toques, probablemente debido a la cobertura de ramas de pinos, mientras que en las plantaciones menos densas y que tuvieron al menos un raleo y una poda, es decir, los rodalés más antiguos, fueron los que presentaron mayor número de toques, probablemente debido a una mayor cobertura de especies nativas en el sotobosque (Figura 5. 5, Tabla Apéndice 5. 9). Al contrastar el mejor modelo obtenido (el que contenía las variables costo de acceso y edad) con exactamente el mismo modelo pero reemplazando la edad del rodal por el número de toques, este último explicó mejor la similitud de especies con respecto al bosque continuo (Tabla 5. 4 y Figura 5. 6). En definitiva, las plantaciones con mayor número de toques de vegetación, es decir, estructuralmente más similares al bosque nativo, tuvieron ensamblés más similares a los de éste.

Tabla 5. 3. Variables que afectan las diferencias en la composición de mamíferos dominantes de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con respecto al bosque continuo (comunidad de referencia). Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. Los valores beta (estimadores), los errores estándar y los intervalos de confianza del 95% se obtuvieron del promedio de los mejores modelos lineales generales (con un $\Delta AICc \leq 2$) utilizando las variables estandarizadas y centralizadas. Las variables en negrita tuvieron un efecto fuerte sobre la similitud de especies según los intervalos de confianza del 95%.

Variable	Parámetro	Error Estándar	Intervalo de confianza del 95%	
			IC inferior	IC superior
Intercepto	1.218	0.031	1.157	1.281
Costo de Acceso	-0.143	0.038	-0.206	-0.079
Edad	0.109	0.037	0.048	0.171
Distancia	0.067	0.041	-2.61x10 ⁻⁴	0.133
Densidad	0.059	0.042	-0.011	0.129

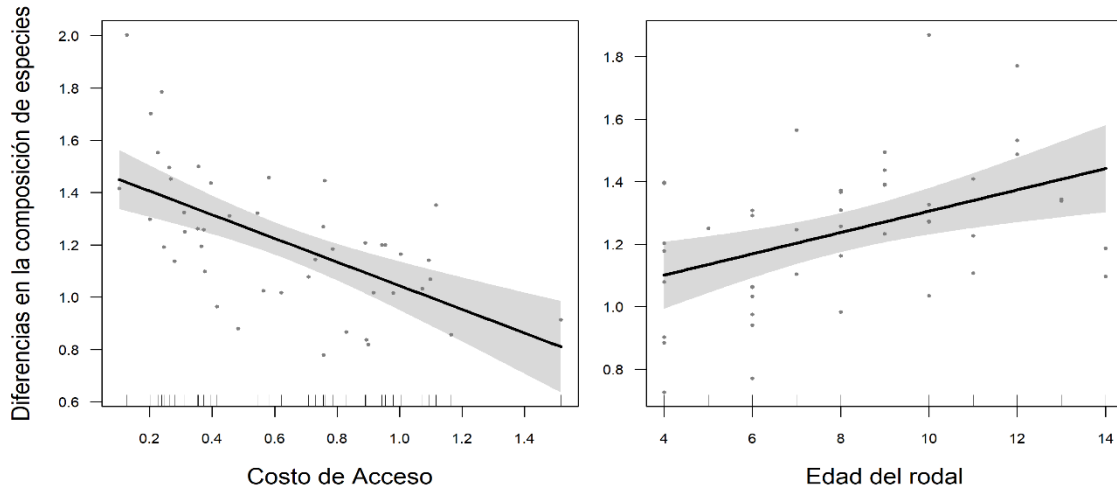


Figura 5. 4. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición de mamíferos dominantes de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico: las diferencias en la composición de especies con respecto al bosque continuo en función del costo de acceso humano y de la edad del rodal. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro con sus intervalos de confianza del 95% representada por el área gris. Los puntos grises corresponden a los residuos del modelo.

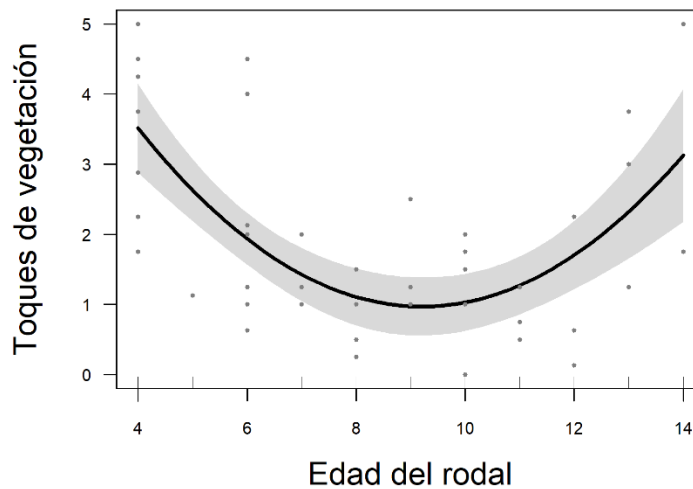


Figura 5. 5. Representación del modelo que explica la variación en el número de toques de vegetación en una varilla vertical de 4m de altura en las plantaciones forestales del Bosque Atlántico en función de la edad del rodal. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro con su intervalo de confianza del 95% representado por el área gris. Los puntos grises corresponden a los residuos del modelo.

Tabla 5. 4. Comparación entre el mejor modelo que explicó las diferencias en la composición de especies dominantes de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con respecto al bosque continuo y el mismo modelo reemplazando la variable de la edad del rodal con la variable del número de toques de vegetación en una varilla vertical de 4m. Para cada modelo se informa la proporción de la varianza explicada ($R^2 = 1 - \text{devianza residual del modelo} / \text{devianza nula}$), el AICc, el peso del modelo (AICc weight= w) y el número de parámetros.

Modelo	R2	AICc	w	# parámetros
Similitud ~ Costo de acceso + Toques	0.46	-6.28	0.61	3
Similitud ~ Costo de acceso + Edad	0.45	-5.43	0.39	3

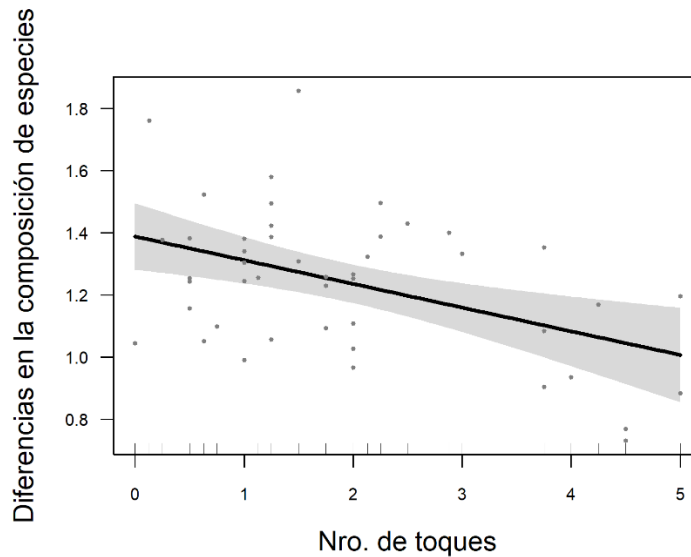


Figura 5. 6. Representación del modelo que explica las diferencias en la composición de especies dominantes de mamíferos de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con respecto al bosque continuo en función del número de toques de la vegetación en una varilla vertical de 4m de altura. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque continuo), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro y su intervalo de confianza del 95% está representado por el área gris. Los puntos grises corresponden a los residuos del modelo.

Plantaciones de pino vs. bosque nativo en los Campos y Malezales e Iberá

Al comparar la composición y abundancias relativas de las plantaciones forestales con la de los bosques nativos encontré varios modelos que explicaron la similitud de especies (Tabla Apéndice 5. 10). La combinación entre la densidad del rodal y la carga ganadera explicó considerablemente mejor la variación en la similitud que el sistema silvopastoril (Tabla Apéndice 5. 3). Las tres variables incluidas en los mejores

modelos tuvieron una fuerte evidencia de afectar a la composición de especies dominantes y todas en el mismo sentido predicho por las hipótesis correspondientes: los rodales de mayor edad, de densidades intermedias (700-1000 árboles/ha) y con baja carga ganadera tuvieron ensambles más similares (con menores distancias al centroide de referencia) a los de los bosques (Tabla 5. 5 y Figura 5. 7).

Tabla 5. 5. Variables que afectan las diferencias en la composición de mamíferos dominantes de las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá con respecto al bosque nativo (comunidad de referencia). Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. Los valores beta (estimadores), los errores estándar y los intervalos de confianza del 95% se obtuvieron del promedio de los mejores modelos lineales generales (con un $\Delta AICc \leq 2$) utilizando las variables estandarizadas y centralizadas. Las variables en negrita tuvieron un efecto fuerte sobre la similitud de especies según los intervalos de confianza del 95%.

Variable	Parámetro	Error Estándar	Intervalo de confianza del 95%	
			IC inferior	IC superior
Intercepto	0.904	0.052	0.801	1.007
Edad	-0.104	0.049	-0.186	-0.021
Ganado	0.111	0.047	0.034	0.188
Densidad	-0.078	0.059	-0.176	0.019
Densidad²	0.048	0.025	0.006	0.090

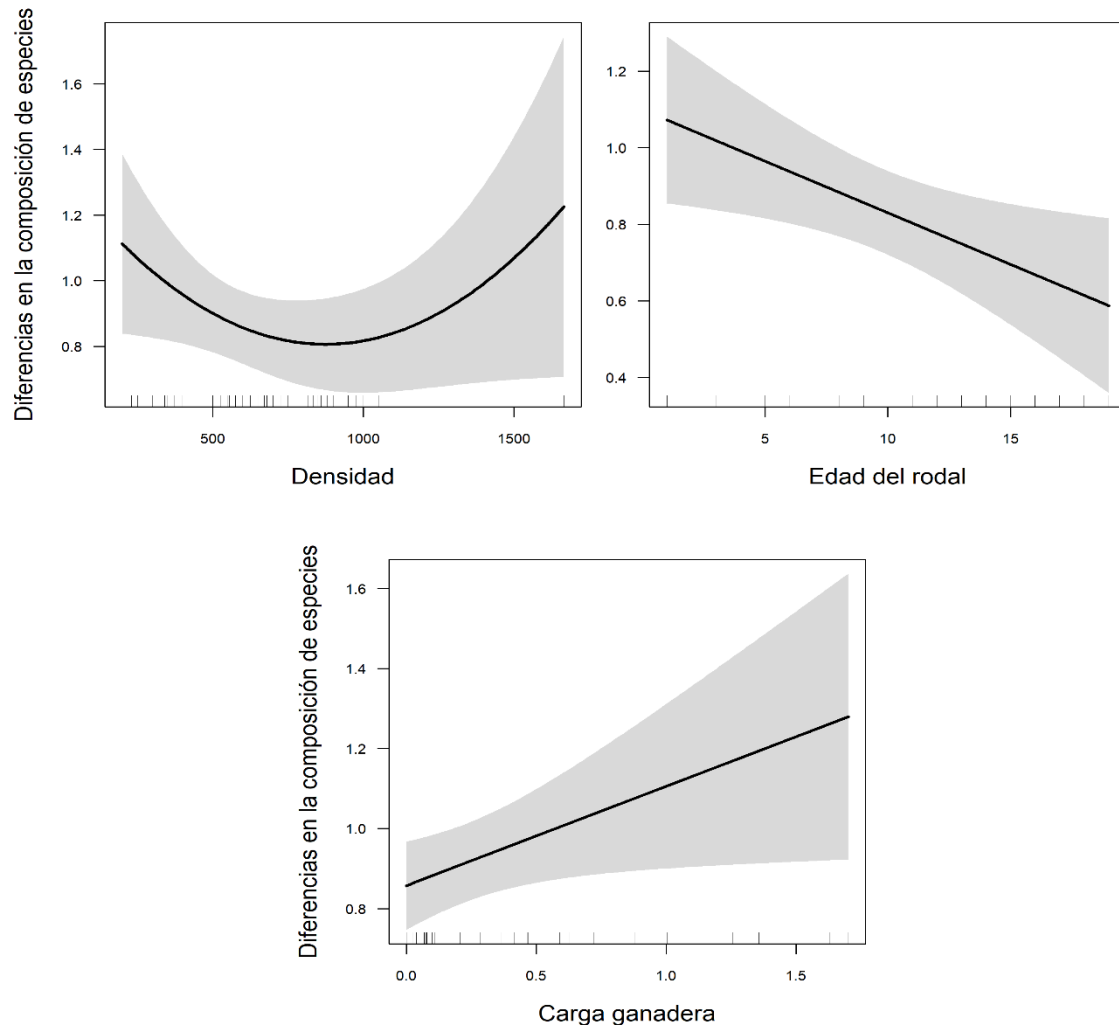


Figura 5. 7. Representación del mejor modelo que explica la variación en la composición de mamíferos dominantes de las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá: las diferencias en la composición de especies con respecto al bosque nativo en función de la densidad y edad del rodal y de la carga ganadera. Las diferencias fueron medidas como la distancia euclidiana de cada estación al centroide de las estaciones de la comunidad de referencia (las estaciones de bosque), por lo que menor distancia (variable respuesta del modelo) implica mayor similitud. Las líneas negras corresponden a las estimaciones del parámetro y su intervalo de confianza del 95% representado por el área gris.

Plantaciones de pino vs. pastizales de Campos y Malezales e Iberá

Si bien la composición de especies dominantes de las plantaciones fue más similar a la de los pastizales cuando las plantaciones forestales fueron sistemas silvopastoriles (Tabla Apéndice 5. 4), ningún modelo fue distinto del nulo (Tabla Apéndice 5. 11). Los mejores modelos después del nulo incluyeron, además del sistema silvopastoril, la variable correspondiente a la cobertura vegetación en los estratos bajos (“vegetación 2”) y el porcentaje de pastizal en un radio de 500 m.

5.5. Discusión

El manejo de las plantaciones forestales afectó de manera muy distinta a los ensambles de mamíferos dependiendo de la región donde fueron implantadas y del ambiente natural con el que se las contrastó. En términos generales, los patrones encontrados dieron apoyo a las predicciones de una o más de las hipótesis planteadas, aunque dependió de la región de estudio y del ambiente de referencia. El patrón más claro se obtuvo al contrastar los diferentes tipos de manejo con los bosques nativos de los Campos y Malezales e Iberá, ya que logré detectar qué características de los rodales de pino producirían un menor impacto sobre la comunidad de mamíferos de este ambiente. Por el contrario, no encontré un efecto del manejo forestal en la composición de mamíferos dominantes de los pastizales, un ambiente cuyo ensamble no difirió significativamente del de las plantaciones forestales implantadas en esta región. Al contrastar las plantaciones forestales con el bosque continuo del Bosque Atlántico quedó en claro, como lo habían mostrado estudios anteriores (Cruz et al., 2014; De Angelo et al., 2013; Di Bitetti et al., 2008; Paviolo et al., 2018, 2009), que la accesibilidad humana, un proxy de la caza furtiva, tiene un efecto muy marcado en la composición de los ensambles de mamíferos. Además, las plantaciones con un sotobosque estructuralmente más similar al del bosque nativo tuvieron ensambles de mamíferos más parecidos a los registrados en éste.

5.5.1. Efecto del manejo forestal en el ensamble de mamíferos del Bosque Atlántico

Si bien las plantaciones forestales implantadas en reemplazo del bosque nativo del Bosque Atlántico en el norte de Misiones tienen una composición y abundancias relativas de las especies significativamente distintas al ensamble original de mamíferos (ver capítulo II), no logré encontrar qué características específicas del manejo forestal a escala del rodal estarían explicando esas diferencias ya que no se cumplieron las predicciones correspondientes a mi primera hipótesis. Sin embargo, probablemente esto sea el resultado de la falta de variabilidad en el manejo y las características de estas plantaciones.

No sólo no se cumplió mi predicción con respecto al efecto de la edad del rodal, sino que esta variable resultó tener un efecto importante y contrario al esperado en la

composición de especies dominantes. Según lo que especifican otros autores, esperaba que la vegetación del sotobosque de las plantaciones de pinos muestre una tendencia sucesional hacia un predominio creciente de especies nativas típicas de los bosques naturales (Brockhoff et al., 2003). No obstante, en mi caso, la vegetación nativa en el sotobosque no fue una variable importante para la composición de especies de mamíferos dominantes dentro de las plantaciones. Por el contrario, existe una fuerte evidencia de que la cobertura y estructura vertical de la vegetación (nativa o no), que en este caso estuvo asociada en forma cuadrática a la edad del rodal (Figura 5. 5), es un factor determinante en la similitud de especies con respecto al bosque continuo (Ecke et al., 2002; Zurita y Bellocq, 2012). Es probable que la cobertura vegetal, en este caso debido a las ramas de los mismos pinos, favorezca la presencia de ciertas especies de mamíferos típicas del bosque continuo que podrían utilizar los rodales jóvenes como refugio, mientras que hay especies que son comunes en ambientes más abiertos, como el zorro de monte, que podrían aumentar sus abundancias relativas en plantaciones adultas con escasa cobertura.

A pesar de observar esta tendencia, es importante remarcar que el diseño de muestreo en esta área de estudio no fue el indicado para poner a prueba la hipótesis referente al manejo forestal a escala de rodal ya que, debido a la política productiva de la empresa en donde se trabajó, no pude relevar rodales mayores a 14 años ni rodales con distintas densidades a distintas edades. También se excluyeron los rodales de 1 a 3 años, edades que probablemente sean las más críticas para la fauna debido a su disimilitud ambiental con el bosque nativo (Santoandré, 2017). Mi muestreo abarcó plantaciones a partir de 4 años de edad que, si bien corresponden a plantaciones jóvenes, son rodales con árboles de más de 5-6 metros de altura y que presentan mayor similitud ambiental con la selva (en temperatura, humedad, cobertura del dosel y cobertura de herbáceas) en contraste con los rodales de menor edad (Santoandré, 2017). Cuando aumenta la edad del rodal (manteniendo su densidad, 1666 árboles/ha en este caso), las condiciones ambientales y la cobertura del dosel se mantienen (Santoandré, 2017), pero la cobertura de la vegetación en los estratos inferiores a 4 metros disminuye (ver Figura 5. 5) probablemente debido a la escasez de ramas de

pinos a esas alturas. En mi caso, en las plantaciones con edades mayores a 11 años esta situación se revierte, probablemente porque fueron las únicas que tuvieron un raleo y la entrada de luz permitió crecer helechos y piperáceas en su sotobosque. De todas maneras, incluso en los rodales de 14 años, el sotobosque fue bastante pobre y con escasa cobertura (ver Figura Apéndice 1. 1) y probablemente los cambios significativos en la abundancia de plantas nativas ocurran recién a edades superiores a los 20 años (Ritter et al., 2018) y dependiendo de que se haya hecho o no raleo (Trentini et al., 2017). Por tal motivo, si bien la similitud de especies de mamíferos no aumentó significativamente en los rodales de 12 a 14 años, es probable que, si las plantaciones con menores densidades se hubieran mantenido por un ciclo mayor, la cobertura de la vegetación nativa hubiese aumentado con el correr de los años de manera de proporcionar nuevamente refugio a las especies de mamíferos características del bosque nativo.

A escala de paisaje, el costo de acceso humano fue la variable con mayor efecto en la composición de mamíferos dominantes dentro de las plantaciones. Como consideré que todos los rodales de pino tenían el mismo nivel de protección, la accesibilidad debido a la extensión de carreteras y caminos asociados a la actividad forestal parecería ser el factor más importante que afecta a la variación en la composición de mamíferos dominantes. Varias de las especies que probablemente aportaron fuertemente a esta variación, como la corzuela colorada o el tapir que fueron registradas en las plantaciones forestales pero en abundancias relativas mucho menores a las registradas en el bosque continuo (ver Figura 2. 1), son fuertemente afectadas por la caza furtiva (Cruz et al., 2014; Di Bitetti et al., 2008; Paviolo et al., 2018, 2009; ver también Figura 2. 6). La empresa forestal en donde fueron ubicadas la mayoría de las estaciones cuenta con guardafaunas encargados del control y vigilancia dentro de su propiedad. A pesar de este esfuerzo, la presión de caza sigue afectando a las poblaciones de mamíferos en estos predios por lo que sería importante mejorar los controles para limitar el ingreso de cazadores furtivos, quizá buscando una mayor colaboración con las instituciones públicas en esta tarea para aumentar la protección en las zonas más accesibles.

En el norte de Misiones, donde aún se conserva un gran fragmento de bosque continuo, la distancia al bloque de bosque resultó ser una variable importante para la presencia de determinadas especies en las áreas productivas (ver capítulo II y Paviolo et al., 2018). Sin embargo, esta variable no fue importante al momento de explicar la similitud del ensamble de mamíferos de las plantaciones forestales con respecto al bosque continuo. Las variables de distancia y costo de acceso estuvieron negativamente correlacionadas (coeficiente de Spearman=-0.55), por lo que es probable que parte de la variación en las abundancias relativas de las especies dentro de los rodales debido a la distancia al bloque de bosque haya sido explicada por la accesibilidad humana, ya que muchos de los sitios más accesibles (por ejemplo los cercanos a la RN 12) se encuentran alejados del bloque de bosque y muchas de las especies afectadas por el alto nivel de cacería suelen también estar afectadas por la distancia al mismo (Paviolo et al., 2018).

5.5.2. Efecto del manejo forestal en el ensamble de mamíferos de los bosques de Campos y Malezales e Iberá

Según los resultados obtenidos para el capítulo IV, las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá tienen una riqueza, composición y abundancias relativas significativamente distintas de mamíferos con respecto al bosque nativo de esta región. Estas diferencias en la composición y abundancias relativas se deben en buena medida a las características del manejo forestal a escala del rodal, ya que la edad, la densidad y la carga ganadera del mismo fueron los factores que tuvieron un efecto notorio.

Contrario a lo que obtuve para la región del Bosque Atlántico, en el norte de Corrientes y sur de Misiones la similitud de especies de mamíferos en las plantaciones forestales aumentó con la edad del rodal. En este caso, en que relevé rodales a partir de un año de edad, este resultado era esperable ya que a mayores edades aumenta la cobertura del dosel y permite el crecimiento de especies adaptadas a la sombra típicas del bosque nativo (Brockerhoff et al., 2003), proporcionando un mejor hábitat para las especies de mamíferos típicas de los bosques (Simonetti et al., 2013; Sullivan et al., 2002; Timo et al., 2014). A diferencia de lo que ocurre en el norte de Misiones, a la

mayoría de las plantaciones de esta región se les realizan raleos y podas a edades intermedias (entre los 4 y 11 años), por lo que en estos casos no existiría un efecto de la cobertura asociada a las ramas de pino, sino que la entrada de luz producto de este tipo de manejo permite un mayor crecimiento del sotobosque de especies nativas en las plantaciones de mayor edad (Ares et al., 2009; Seiwa et al., 2012; Trentini et al., 2017). Si bien algunos autores sugieren que existe una dificultad en separar el efecto de la edad del rodal del efecto del raleo (Lindenmayer y Hobbs, 2004), en mi caso logré trabajar con diversas empresas y productores de manera de poder relevar rodales con distintos planes de manejo y raleos programados a distintas edades y con distintas densidades finales de cosecha, por lo que ambas variables no estuvieron correlacionadas (coeficiente de Spearman=-0.24), contrariamente a lo que ocurrió en el norte de Misiones.

Otro efecto adicional que puede estar ocurriendo en esta región, en donde coexisten ambientes de pastizal con ambientes de bosque, es que las plantaciones forestales lindantes a los bosques estén actuando como zonas de amortiguamiento a los efectos de borde entre los dos ambientes contrastantes (Brockhoff et al., 2008; Denyer et al., 2006; Zurita et al., 2012). El efecto borde dentro de las plantaciones contiguas al bosque disminuye con la edad del rodal (Peyras et al., 2013) debido al aumento de la similitud en las condiciones ambientales con el bosque (Peyras et al., 2013; Santoandré, 2017) y a la mayor probabilidad de colonización por parte de las especies forestales (Brockhoff et al., 2008; Lindenmayer et al., 2008a; Ritter et al., 2018).

Como predije, la densidad del rodal también fue una variable importante y la similitud en la composición de mamíferos dominantes fue máxima en plantaciones con densidades intermedias. Este resultado era esperable, ya que los rodales adultos que fueron plantados a alta densidad (>1200 árboles/ha) y a los que no se les efectuó ningún raleo suelen tener una cobertura del dosel muy elevada y, por lo tanto, un sotobosque muy pobre con ausencia de gran parte de las especies de vegetación nativa (Seiwa et al., 2012; Trentini et al., 2017). La escasez de vegetación en las plantaciones de alta densidad desfavorece la presencia de muchas especies de mamíferos dependientes de un sotobosque denso (Simonetti et al., 2013; Sullivan et

al., 2007). Por el contrario, en las plantaciones a las que se les aplicaron raleos de manera de alcanzar densidades muy bajas (<400 árboles/ha), la elevada radiación solar que ingresa al rodal permite el crecimiento de especies vegetales típicas de ambientes abiertos y pastizales (Wilson y Puettmann, 2007), más aún si se trata de plantaciones realizadas en ambientes que previamente eran pastizales o potreros (Brockerhoff et al., 2003). Las condiciones ambientales de los rodales muy abiertos posiblemente tampoco favorezcan a las especies de mamíferos que son especialistas de bosques nativos (Etcheverry et al., 2005; Verschuyt et al., 2011). Es por ello que la mayor similitud se observó en las plantaciones que tuvieron una densidad intermedia (600-1200 árboles/ha).

Por último, otro factor importante que no está relacionado directamente con la actividad forestal pero sí con el manejo que se hace dentro de los campos productivos, es el efecto negativo de la alta carga ganadera sobre los mamíferos típicos de los bosques nativos. Muchos productores ganaderos que se expandieron a la producción forestal (y también algunas empresas forestales que incorporaron la ganadería) permiten el ingreso de ganado dentro de los rodales de pino, independientemente de si estos fueron plantados bajo un sistema silvopastoril o no. Según el patrón de actividad registrado en las fotografías de las cámaras-trampa, las plantaciones que tienen densidades de pinos intermedias o altas y que tienen una alta cobertura del dosel son generalmente utilizadas por el ganado como refugio de las altas temperaturas y/o para pernoctar (obs. pers.), generando una alta carga ganadera concentrada en determinadas horas del día y en un espacio físico reducido. La alta carga ganadera en los rodales, que no necesariamente está asociada a la carga ganadera de todo el campo, puede provocar efectos negativos en los mamíferos nativos de los bosques. Ciertas especies como el guazuncho, el coatí, o pequeños roedores y marsupiales, cuyas tasa de registros también fueron bajas en los bosques nativos con presencia de ganado (Iezzi et al., 2017a), pueden verse afectadas directamente por competencia directa o bien por un efecto indirecto de la pérdida del sotobosque dentro de los rodales como consecuencia del pisoteo (excepto en los

sistemas silvopastoriles en donde se favorece el crecimiento del forraje; Esquivel, 2012; Schieltz y Rubenstein, 2016).

Si bien el porcentaje de bosque no afectó la similitud del ensamble de las plantaciones con el del bosque nativo, es probable que las acciones de manejo a escala de rodal cobren más relevancia en las plantaciones cercanas a los mogotes o bosques ribereños. La cercanía de las plantaciones a los bosques no solo puede tener un efecto debido al amortiguamiento del efecto borde y a las probabilidades de colonización por parte de los mamíferos que habitan en ellos, sino que también el tipo de vegetación que crece en el sotobosque de los rodales depende en parte del aporte de semillas provenientes de la dispersión desde los bosques cercanos (Luck y Korodaj, 2008; Ritter et al., 2018; Zurita et al., 2012).

5.5.3. Efecto del manejo forestal en el ensamble de mamíferos de los pastizales de Campos y Malezales e Iberá

No encontré evidencias que den sustento a ninguna de las hipótesis que podrían explicar posibles cambios en composición de especies de mamíferos dominantes de pastizal dentro de las plantaciones forestales. Este resultado no es sorprendente ya que en el capítulo IV encontré que no hay diferencias significativas entre los ensambles de los pastizales y de las plantaciones, sugiriendo que muchos de los mamíferos característicos de este ambiente utilizan o transitan las plantaciones sin mayor impedimento. Es importante remarcar que para esta tesis no realicé una diferenciación entre los ambientes naturales con y sin ganado, y que el resultado podría haber sido distinto si se consideraba únicamente al ensamble de mamíferos de los pastizales prístinos como comunidad de referencia, situación muy poco representada en gran parte del área de estudio.

Si bien ningún modelo fue sustancialmente mejor que el nulo, los modelos más importantes sugieren que el sistema silvopastoril, la alta densidad de herbáceas en forma de mata típicas de pastizales nativos y la extensión de pastizal en el entorno cercano a la plantación podrían ser factores que favorezcan la presencia de especies de mamíferos típicas de los pastizales naturales. En el sistema silvopastoril se favorece la plantación a muy baja densidad para fomentar el crecimiento del forraje.

En los casos en que no se implantan pasturas exóticas, el ingreso de radiación solar debido a la gran apertura del dosel, sumado a la dispersión de semillas provenientes del entorno de pastizal nativo, permite el crecimiento de distintas herbáceas típicas de los pastizales que pueden proporcionar alimento y refugio para algunos mamíferos (Etcheverry et al., 2005; Michelson, 2005; Simonetti et al., 2013). Si bien el sistema silvopastoril implica la presencia de ganado en la plantación, como mi comunidad de referencia incluye a mamíferos que fueron registrados dentro de los campos ganaderos, es probable que la presencia de vacas en baja densidad no implique un efecto negativo en el ensamble de mamíferos de pastizal.

5.5.4. Principales recomendaciones de manejo forestal

Uno de los objetivos de este capítulo fue la generación de recomendaciones de manejo para reducir los impactos negativos de las plantaciones forestales en los ensambles de mamíferos de los ambientes naturales de ambas regiones. Según mis resultados, en zonas donde el ambiente natural es el bosque nativo o bien en áreas lindantes a bosques ribereños o mogotes, es importante no solo regular los períodos de rotación para mantener un mosaico con rodales de distintas edades, sino también regular las actividades de raleos y podas de manera de conseguir una mayor cobertura vegetal de plantas nativas en el sotobosque de los rodales. Sin embargo, es importante discriminar las recomendaciones dependiendo las características de cada región.

Particularmente en el norte de Misiones, un factor muy importante es la presión de cacería sobre el ensamble de mamíferos, por lo que parte del manejo forestal a escala de paisaje debería incluir mejorar los sistemas de control y vigilancia de las zonas más accesibles. A escala de rodal es importante evaluar el efecto de distintas intensidades de raleo y de las distintas edades, factores que afectan la estructura del sotobosque y que tienen un efecto en la composición del ensamble de mamíferos. Como las plantaciones en esta región fueron implantadas gracias a la conversión del bosque nativo, es esperable que a densidades menores a las evaluadas para esta tesis el aumento del sotobosque típico del bosque nativo sea considerable (la densidad de árboles en el bosque continuo fue de 488.26 árboles/ha) y que la cobertura de

vegetación nativa en el sotobosque ofrezca mejores recursos que la cobertura de las ramas de los pinos exóticos existente en las plantaciones jóvenes.

En la región de los Campos y Malezales e Iberá, en donde el ambiente natural predominante es el pastizal, si bien mis resultados no fueron contundentes para realizar recomendaciones de manejo, es probable que sea favorable plantar a bajas densidades en donde se quiera fomentar el crecimiento de herbáceas típicas de pastizal, como ocurre en los sistemas silvopastoriles con baja carga ganadera. En esta región, a diferencia del norte de Misiones, las plantaciones forestales todavía mantienen bajas extensiones, por lo que es probable que la mayoría de las especies de pastizal aún no perciban a este ambiente como una barrera, independientemente del manejo forestal. Sin embargo, la expansión de este tipo de producción en reemplazo de los campos ganaderos va a requerir de un plan de manejo integral ya que es probable que, al aumentar la extensión de las plantaciones en el paisaje, los efectos de los distintos manejos empiecen a ser relevantes sobre los mamíferos nativos.

Por el contrario, en la porción de los Campos y Malezales del sur de Misiones y noreste de Corrientes, áreas donde persisten bosques de mayor extensión y similitud con el Bosque Atlántico, las plantaciones a muy bajas densidades no son recomendables en zonas precedidas por bosques o aledañas a los mismos ya que fomentarían un sotobosque dominado por herbáceas de pastizal. Esta área es una zona de transición entre las dos ecorregiones y es más probable que exista una regeneración de especies de bosque en el sotobosque de las plantaciones si éstas cuentan con las condiciones ambientales favorables para ello. En estos casos es recomendable mantener rodales con densidades intermedias y favorecer la persistencia de las plantaciones por ciclos más largos para fomentar el desarrollo de un sotobosque similar al del bosque nativo. La presencia de ganado también fue un factor importante, por lo que otra medida de manejo a tener en cuenta en estos rodales es limitar el ingreso del ganado, ya que puede provocar efectos negativos en la fauna nativa de los bosques.

El impacto negativo que tienen las plantaciones forestales sobre los ensambles de mamíferos tanto del Bosque Atlántico como de los Campos y malezales y Esteros del Iberá, puede reducirse realizando determinadas acciones de manejo al momento de

producir. Mejorar el manejo forestal a escala de rodal resulta importante en ambas regiones, aunque las medidas que deberían aplicarse varían dependiendo de la región donde está implantado el monocultivo. Las acciones de manejo relacionadas con los aspectos espaciales y del paisaje productivo resultaron tener más relevancia en el norte de Misiones, aunque es probable que una expansión de las plantaciones en el norte de Corrientes y sur de Misiones requiera también de un plan de manejo integral en el futuro.

Capítulo VI. Efecto diferencial de las plantaciones forestales en regiones de pastizales y bosques.

6.1. Introducción

El reemplazo de los ambientes naturales por otros usos de la tierra puede provocar que algunas especies perciban a los nuevos ambientes como una barrera y que sufran reducciones en su área de distribución o incluso que se extingan localmente (Mckinney y Lockwood, 1999; Olden y Poff, 2003). Si bien para muchas especies el cambio de uso del suelo tiene consecuencias negativas, algunas especies generalistas pueden ampliar sus áreas de distribución geográfica, ya que estos nuevos ambientes constituyen hábitat para ellas. Dado que los ambientes productivos de origen antrópico suelen parecerse estructuralmente entre sí, normalmente comparten también estas especies y, de esta manera, aumenta la similitud de especies entre sitios distantes dominados por estos nuevos paisajes, fenómeno conocido como homogeneización biótica (Mckinney y Lockwood, 1999; Olden y Poff, 2003). La pérdida de especies especialistas y/o raras puede derivar en una homogeneización entre los ambientes productivos debido a la gran similitud de sus ensambles, que consisten principalmente en especies generalistas, mientras que la limitación en la recolonización de las comunidades locales empobrecidas que persisten en los remanentes del ambiente original puede derivar en una diferenciación biótica con respecto al ambiente original (Dormann et al., 2007; Olden y Poff, 2003).

Cuando la dispersión no es una limitación, la composición de los ensambles estará determinada por la capacidad de las distintas especies para establecerse en el nuevo ambiente, ya sea por mecanismos de filtrado ambiental (Cornwell et al., 2006; Kraft et al., 2015; Pavoine et al., 2011) o porque localmente son competitivamente superiores en función de un nicho definido por su entorno biótico y abiótico (Chave, 2004; Nekola y White, 1999). Es esperable entonces que, no habiendo grandes limitaciones a la dispersión de los animales, la similitud de la fauna de dos sitios distintos dependa de la similitud en sus condiciones ambientales (bióticas y/o abióticas), independientemente de que estén alejados geográficamente (Tuomisto et al., 2003). Por tal motivo, de no haber una limitación en la capacidad de dispersión de las

especies, la conversión de los ambientes naturales a un monocultivo en particular puede generar un aumento en la similitud de los ensambles entre sitios ubicados en distintas eco-regiones y que anteriormente tenían tipos de vegetación contrastantes. Cuando la dispersión es una limitación para que las especies colonicen nuevas áreas, la similitud ambiental entre sitios productivos será insuficiente para predecir la similitud en sus comunidades simplemente porque las especies no podrán llegar a los mismos (Soininen et al., 2007). En este caso, la similitud de la comunidad decae con la distancia debido a la dispersión limitada de los organismos y no se ve afectada por la heterogeneidad ambiental, sino más bien por la deriva ecológica, la dispersión y la especiación aleatoria (Hubbell, 2001). Por tal motivo, es esperable que, dentro de ambientes productivos que pueden ser estructuralmente similares entre sí (aunque distintos a los ambientes originales), los ensambles sean más similares a los de los ambientes cercanos y sean subconjuntos del pool regional de especies.

Sin embargo, es probable que ambos procesos no sean mutuamente excluyentes, y que el recambio de especies en los nuevos ambientes y paisajes de origen antrópico probablemente esté influenciado tanto por las condiciones ambientales (factores bióticos y abióticos) y el pool regional de especies, como por la capacidad de dispersión de las especies y la configuración espacial de los elementos del paisaje (Soininen et al., 2007). Incluso la pérdida de especies especialistas y/o raras y la capacidad diferencial de dispersión de las especies generalistas pueden interactuar, llevando a toda una gama de respuestas a los cambios en el uso de la tierra en la similitud de las comunidades (Dormann et al., 2007).

6.2. Objetivos e hipótesis

Para comprender mejor el efecto de las plantaciones forestales en la composición y abundancias relativas de los mamíferos en ambas áreas de estudio, me propuse como objetivo contrastar los ensambles de los tres ambientes naturales de referencia con los de los fragmentos de bosque remanentes en el norte de Misiones y los de las plantaciones forestales de ambas regiones. Según los distintos procesos que pueden actuar en la formación de ensambles en las plantaciones forestales, las hipótesis y predicciones que se derivan son opuestas:

- (1) **Homogeneización biótica.** Si la dispersión no es una limitante y las diferencias en las condiciones climáticas entre regiones no es un factor importante en la composición de los ensambles de mamíferos, las condiciones ambientales a escala de sitio y la capacidad de las especies para colonizar los nuevos ambientes van a determinar la composición y abundancias relativas de los ensambles. Por tal motivo, cuanto mayor es la similitud estructural del ambiente productivo a un ambiente nativo, mayor es la utilización del primero por las especies que habitan el segundo. Esta hipótesis predice que: P₁₁) los ambientes más similares, aunque sean ambientes productivos, tendrán una composición y abundancias relativas de las especies más similares, independientemente de si se encuentran en regiones distintas. Particularmente se espera que las plantaciones forestales de las dos áreas de estudio tengan mayor similitud de especies entre sí que con respecto a los ambientes naturales. Además, se espera que los bosques de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá Corrientes tengan ensambles más parecidos a los de los bosques del Bosque Atlántico que a los de los pastizales propios de esta región y que el ensamble de mamíferos de las plantaciones forestales tenga menor similitud con el del pastizal que con los de los bosques. P₁₂) El gradiente de similitud de especies entre las plantaciones y los distintos ambientes nativos será igual en ambas áreas de estudio (mayor similitud con los bosques y menor similitud con los pastizales).
- (2) **Dominancia del pool regional de especies.** Si la capacidad de dispersión es un factor limitante, la similitud en las comunidades de mamíferos decae con la distancia y está determinada por la cercanía geográfica a los ambientes originales y el pool de especies locales. Esta hipótesis predice que P₁₁) en los distintos ambientes, incluso los productivos, los ensambles serán más similares dentro de una misma área de estudio que entre regiones, independientemente de su similitud estructural. P₁₂) El gradiente de similitud de especies entre las plantaciones y los distintos ambientes nativos será distinta en ambas áreas de estudio (por ej.: en las plantaciones de los Campos y Malezales e Iberá habrá mayor similitud con los pastizales que en las del Bosque Atlántico).

Si bien ambas hipótesis hacen predicciones opuestas, en la práctica es esperable que los ensambles de mamíferos de las plantaciones forestales estén influenciados por una combinación de ambos procesos. Por eso, el objetivo de este capítulo es evaluar la contribución relativa de ambos procesos.

6.3. Materiales y Métodos

6.3.1. Área de estudio y diseño de muestreo

Realicé este estudio con los datos obtenidos en las dos grandes regiones del noreste de Argentina que comprenden tres eco-regiones: la eco-región del Bosque Atlántico del Alto Paraná o Selva Paranaense, en el Norte de Misiones (Figura 1. 2); la eco-región de los Campos y Malezales, en el Noreste de Corrientes y Sur de Misiones; y la eco-región de los Esteros del Iberá, en el centro-norte de Corrientes. En el norte de Corrientes y sur de Misiones focalicé el esfuerzo de muestreo en los ambientes originales y en las plantaciones de pinos independientemente de si se localizaban en la eco región de los Campos y Malezales o en la de los Esteros del Iberá (Figura 1. 4 y Figura 4. 1) y consideré a toda la región como una misma área de estudio.

El área de estudio en el norte de Misiones abarca gran parte del fragmento continuo más grande del Bosque Atlántico del Alto Paraná, con una alta diversidad de plantas y animales que todavía contiene el ensamble completo de mamíferos terrestres nativos de la región (Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003). En el norte de Corrientes y sur de Misiones, el área de estudio abarca grandes extensiones de pastizales naturales con y sin ganado y pequeños remanentes de bosque nativo comúnmente llamados “mogotes” o bosques ribereños. En ambas regiones las plantaciones de pino (principalmente *Pinus taeda* y *Pinus elliottii*) han reemplazado parcialmente los ambientes nativos.

Para estudiar el ensamble de mamíferos medianos y grandes en las plantaciones forestales, realicé dos muestreos con cámaras-trampa (Reconyx HC500), uno en cada área de estudio, que fueron descriptos en el capítulo I. En el norte de Misiones instalé 184 estaciones de cámaras-trampa distribuidas en tres ambientes distintos: bosque continuo, fragmentos de bosque y plantaciones de pino. En el norte de Corrientes y

sur de Misiones, instalé 234 estaciones distribuidas en pastizales, bosques nativos y plantaciones de pino (Figura 1. 4 y Figura 4. 1).

6.3.2. Análisis estadístico

Para estudiar la similitud en la composición y abundancias relativas de las especies entre los tres ambientes nativos de referencia (bosque continuo en el Bosque Atlántico y bosque y pastizal en los Campos y Malezales e Iberá), los fragmentos de bosque del norte de Misiones y las plantaciones forestales de las dos áreas de estudio, generé todas las comparaciones posibles entre ambientes utilizando el promedio de las tasas de registros de cada especie en las estaciones (calculada como el número de registros independientes/número de días en que la cámara estuvo activa) de cada ambiente. Realicé las comparaciones utilizando los tres índices de similitud a partir de CqN (Chao et al., 2008; Jost et al., 2011): el índice de Sørensen, que mide las similitudes en las identidades de las especies sin tener en cuenta las abundancias ($q=0$); el índice de Horn para las similitudes en las especies comunes ($q=1$) (Horn, 1966); y el índice de Morisita-Horn para las similitudes en las especies dominantes ($q=2$). Para estimar si las diferencias en la composición y abundancias relativas de las especies entre ambientes eran significativas, comparé los valores de CqN para los diferentes órdenes de q , utilizando los IC del 95% estimados a partir de un bootstrapping de 1000 iteraciones. Para todos los índices, un valor de 1 corresponde a dos comunidades idénticas y un valor de 0 a dos completamente distintas. En las comparaciones realizadas entre un ensamble consigo mismo, los índices tienen valor 1 y el IC corresponde a la variación existente dentro de esa comunidad.

Por otro lado, con las tasas de registros de las especies en cada estación y en todos los ambientes (ambientes de referencia, fragmentos y plantaciones forestales), realicé un único NMDS para ordenar los sitios de muestreo de acuerdo a su similitud en la composición de especies dominantes de mamíferos (usando el índice Morisita-Horn). Con los valores (scores) de los ejes 1 y 2 del bi-plot obtenido, estimé los centroides de los sitios de cada ambiente nativo (incluyendo los fragmentos de bosque del norte de Misiones) para utilizarlos como comunidades de referencia y calculé la distancia euclidiana entre cada estación de muestreo de plantación y cada centroide. Esta

distancia euclidiana representa la diferencia en la composición de especies dominantes del ensamble de las plantaciones en relación con los ensambles de mamíferos de los ambientes nativos que usé como referencia (los ensambles originales). Para estimar diferencias en la similitud de especies entre las plantaciones forestales y los distintos ambientes, realicé modelos lineales mixtos asumiendo una distribución normal y utilizando las distancias estimadas a cada centroide como variable respuesta. Como para cada estación de plantación estimé cuatro medidas de distancia, incluí el número de estación como un efecto aleatorio. Para evaluar si hubo diferencias entre la similitud de las plantaciones forestales y los ambientes naturales entre las dos áreas de estudio, en el modelo incluí la interacción entre el tipo de ambiente (“ambiente”) y el área de estudio (“ecorregión”: de ahora en más “BA” hace referencia al Bosque Atlántico y “CyM” a los Campos y Malezales y Esteros del Iberá). Una fuerte interacción es predicha por la hipótesis de que los ensambles de plantaciones están compuestos por especies del pool regional sin que haya una gran homogeneización biótica. Para corroborar que había una fuerte evidencia del efecto de la interacción en la variable respuesta utilicé el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc), contrastando su valor con el estimado para los modelos más simplificados (el modelo aditivo sin interacción y el modelo univariado incluyendo únicamente el ambiente) incluyendo el modelo nulo (Tabla 6. 1). Como el modelo que incluyó la interacción tuvo un valor de AICc mucho menor, realicé todas las combinaciones posibles de ambientes y ecorregiones, y comparé los intervalos de confianza del 95% estimados para sus valores de distancia promedio. Se excluyeron de estos análisis aquellos sitios que registraron una única especie o que no tuvieron ningún registro (47 sitios) para poder generar un adecuado ordenamiento en el NMDS.

Para los análisis utilicé el software R ver. 3.2.3. Generé las matrices de similitud entre ambientes con el paquete "vegetarian" (Charney y Record, 2012). Realicé el NMDS para estimar las variaciones en la composición de especies dominantes usando el paquete “vegan” (Oksanen et al., 2007). Para los modelos mixtos usé el paquete “lme4” (Bates y Sarkar, 2012) y para la selección de modelos según su AICc y la estimación

del Pseudo-R² usé el paquete “MuMin” (Bartoń, 2016). En todos los análisis corroboré que los residuos se distribuyan aleatoriamente y con variabilidad constante. Para las figuras utilicé los paquetes “ggplot2” y “visreg” (Breheny y Burchett, 2016; Wickham, 2014).

6.4. Resultados y discusión

Según lo esperado para la hipótesis de la dominancia del pool regional, la similitud en la identidad de las especies fue superior entre ambientes distintos de una misma región que entre ambientes similares de distintas regiones, con excepción de los fragmentos de bosque del Bosque Atlántico que tuvieron una alta similitud con los mogotes y bosques ribereños de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá (Figura 6. 1). Incluso la variación en la composición de especies entre las plantaciones forestales y los ambientes naturales no fue significativamente distinta de la variación dentro de cada ambiente de una misma región. Este resultado era esperable ya que en ambas áreas de estudio la mayoría de las especies de los ambientes nativos fueron registradas al menos una vez en las plantaciones forestales y, por el contrario, hay especies que son típicas de cada ecorregión y que no fueron registradas en una u otra área de estudio (ver capítulo II y IV).

Sin embargo, a medida que se tienen en cuenta las abundancias relativas de las especies la tendencia se va revirtiendo: los ensambles de especies comunes y dominantes de las plantaciones forestales se diferenciaron de los ensambles de los ambientes naturales dentro de una misma región, y los valores de similitud no fueron significativamente distintos con respecto al contraste entre plantaciones entre regiones (Figura 6. 2 y Figura 6. 3). Considerando la similitud de las especies dominantes, los ensambles de los fragmentos de bosque y de las plantaciones de pino implantadas en la región del Bosque Atlántico no tuvieron mayores diferencias con respecto a los bosques de los Campos y Malezales e Iberá que con respecto al bosque continuo de su misma ecorregión (Figura 6. 3). Este patrón es consistente con la hipótesis de la homogeneización biótica ya que la similitud en la composición y abundancias relativas de las especies está parcialmente influenciada por la similitud en las condiciones ambientales y las capacidades de las distintas especies para

colonizar y subsistir en el nuevo ambiente modificado. En el bosque continuo del Bosque Atlántico, las especies dominantes fueron el agutí, la comadreja de orejas negras y la corzuela colorada (ver Figura 2. 1 del Capítulo II), estando las dos primeras prácticamente ausentes en las plantaciones (Figura 2. 1). Por el contrario, en los bosques de los Campos y Malezales e Iberá, las especies dominantes fueron el tatú de nueve bandas, el zorro de monte, el carpincho y el guazuncho (ver Figura 4. 2 del Capítulo IV), especies que, a excepción del carpincho, fueron relativamente abundantes en las plantaciones forestales de ambas regiones y en los fragmentos de bosque del Bosque Atlántico (Figura 2. 1 y Figura 4. 2). La baja frecuencia de registros de carpincho en las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá explica por qué la similitud de especies dominantes con el pastizal disminuye con respecto a la similitud en la identidad de las especies (Figura 6. 1. 1 vs. Figura 6. 1. 3, ver también Figura 4. 5).

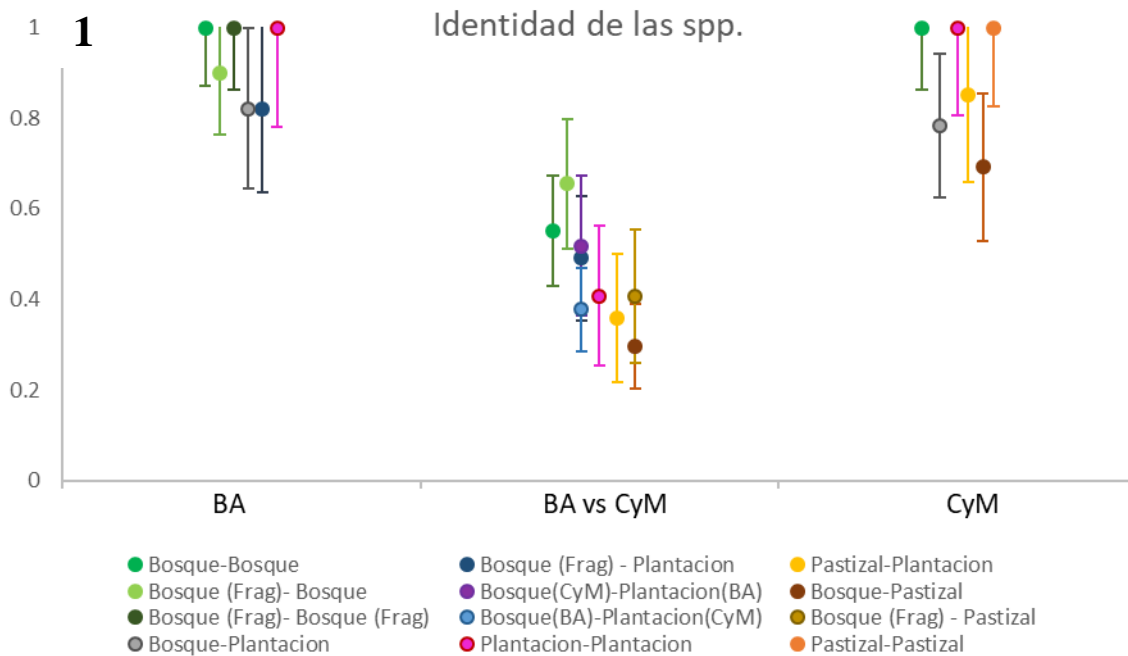


Figura 6. 1. Valores estimados para los índices de similitud de especies a partir de CqN: 1) índice de Sørensen, que mide las similitudes en las identidades de las especies (q=0); 2) el índice de Horn para las similitudes en las especies comunes (q=1); 3) índice de Morisita-Horn para las similitudes en las especies dominantes (q=2) de mamíferos entre los distintos ambientes presentes en el Bosque Atlántico (BA) y en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá (CyM). Las barras de error representan el intervalo de confianza del 95% de cada parámetro obtenido del bootstrap de los datos originales.

Continúa siguiente hoja.

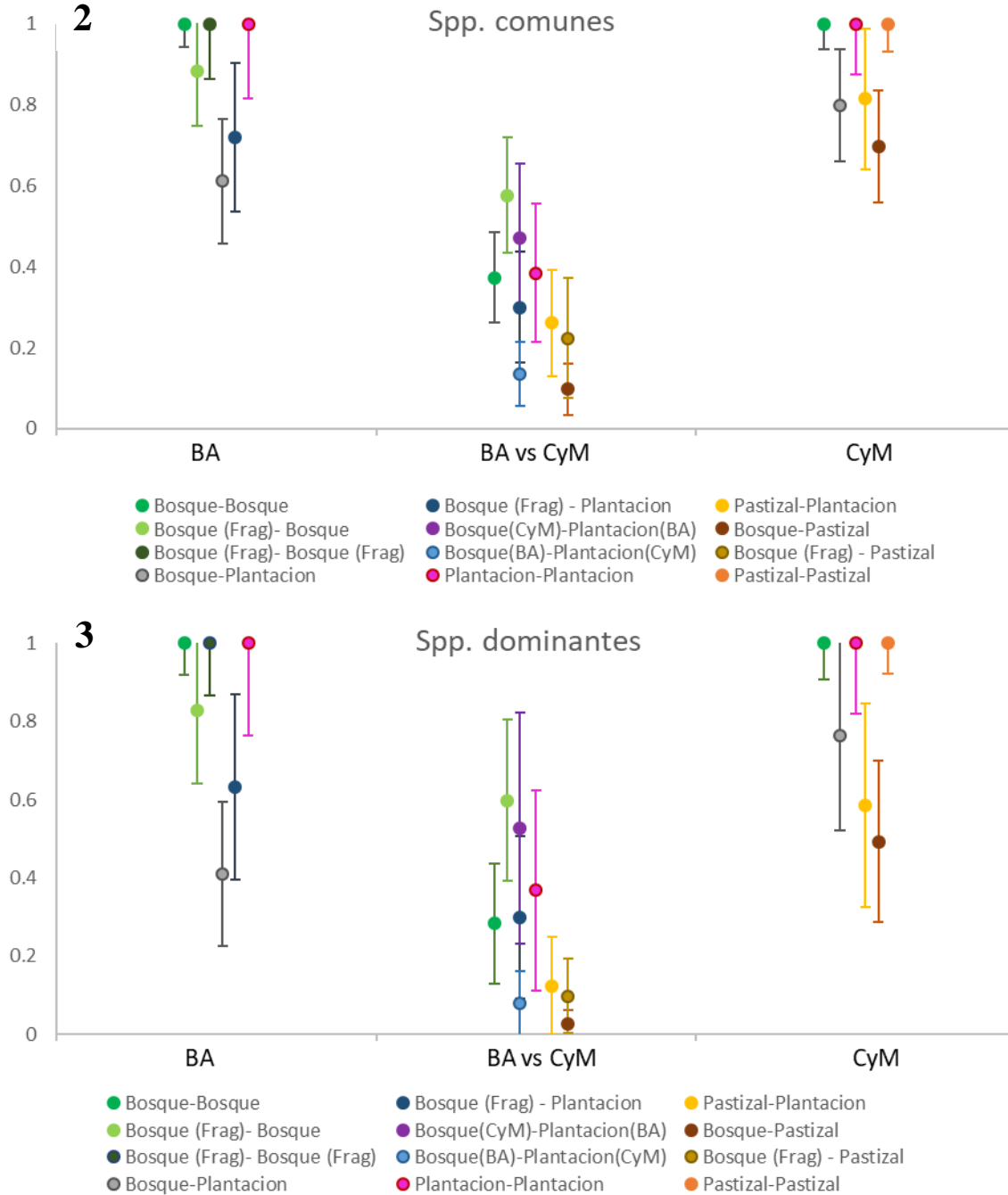


Figura 6.1. (cont.) Valores estimados para los índices de similitud de especies a partir de CqN: 1) índice de Sørensen, que mide las similitudes en las identidades de las especies ($q=0$); 2) el índice de Horn para las similitudes en las especies comunes ($q=1$); 3) índice de Morisita-Horn para las similitudes en las especies dominantes ($q=2$) de mamíferos entre los distintos ambientes presentes en el Bosque Atlántico (BA) y en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá (CyM). Las barras de error representan el intervalo de confianza del 95% de cada parámetro obtenido del bootstrap de los datos originales.

El NMDS mostró un gradiente de similitud en la composición de especies dominantes que va desde las estaciones ubicadas en los pastizales de los Campos y Malezales e Iberá en el extremo negativo del eje 1 hasta las estaciones de bosque continuo del Bosque Atlántico en el otro extremo del eje 1. Las estaciones de los bosques de los Campos y Malezales e Iberá, de los fragmentos de bosque del Bosque Atlántico y de las plantaciones ubicadas en las dos regiones tuvieron valores intermedios (cerca de cero) del eje 1 (Figura 6. 2).

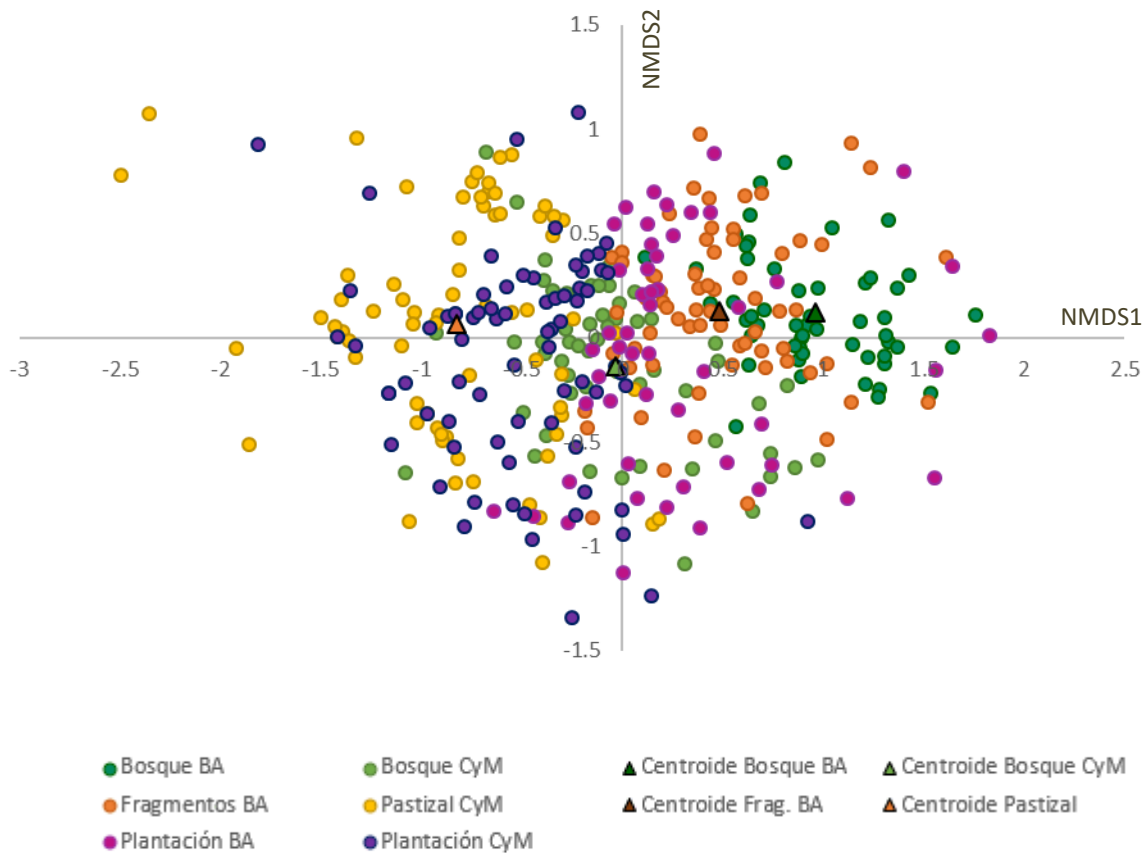


Figura 6. 2. Bi-plot del NMDS generado con las tasas de captura de mamíferos de las estaciones de bosque nativo (N=54), pastizal (N=71) y plantación de pinos (N=74) de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá y bosque continuo (N=53), fragmentos de bosque (N=67) y plantaciones de pino (N=52) del Bosque Atlántico que se utilizó para medir las diferencias en composición de especies dominantes con respecto a los centroides de los ambientes naturales. Los centroides fueron calculados como el promedio de los scores de los ejes 1 y 2 para las estaciones de cada ambiente natural.

Como era esperado según la hipótesis de la dominancia del pool regional de especies, la interacción entre el tipo de ambiente y la ecorregión tuvo un fuerte efecto en los cambios en la composición de especies dominantes (Tabla 6. 1), lo que significa que

los ensambles de mamíferos de las plantaciones forestales de ambas regiones tienen una tendencia a ser más similares a los ambientes naturales de referencia de la ecorregión donde están ubicadas (Tabla 6. 2 y Figura 6. 3): la mayor diferencia en composición en las plantaciones del Bosque Atlántico ocurrió al compararlas con los pastizales (Figura 6. 3), resultado que es esperable ya que no existen pastizales naturales en esta región y, por el contrario, en los Campos y Malezales e Iberá, la composición de especies dominantes de las estaciones de plantaciones forestales fue igualmente similar a la de los bosques que a la de los pastizales de la misma región, y las mayores diferencias ocurrieron al compararlas con los ambientes del Bosque Atlántico (Figura 6. 3). Este patrón es consistente con los resultados del capítulo IV, que muestra que las plantaciones forestales de los Campos y Malezales e Iberá presentaron especies típicas de los dos ambientes naturales de la región.

Sin embargo, el patrón encontrado para las plantaciones forestales del Bosque Atlántico no es del todo consistente con la hipótesis de la dominancia del pool regional de especies, ya que la similitud de especies fue mayor entre las plantaciones y los bosques de los Campos y Malezales e Iberá que entre las plantaciones y el bosque continuo de la misma región (Figura 6. 3). Esta alta similitud entre dos ambientes presentes en regiones distintas probablemente se deba a que, tanto las plantaciones forestales como los mogotes o bosques ribereños del norte de Corrientes y sur de Misiones son ambientes empobrecidos en su composición vegetal y probablemente ofrezcan menor disponibilidad de recursos para la fauna por lo que solo subsisten especies generalistas que utilizan bosques fragmentados, con mucho efecto de borde y/o con alto nivel de disturbio antrópico. La presencia de algunas de estas especies también puede verse favorecida por la ausencia de posibles competidores que requieren grandes extensiones de bosque en buen estado de conservación (ej: la presencia del zorro de monte en ambientes con ausencia del ocelote o la presencia del guazuncho en ambientes con ausencia de la corzuela colorada (Cruz et al., 2018; Di Bitetti et al., 2008). Es probable que varias de estas especies, como el guazuncho, hayan extendido sus áreas de distribución, expandiéndose desde los bosques correntinos hacia el norte de Misiones gracias a la presencia de las plantaciones

forestales y a la fragmentación del bosque, y a la liberación de sus competidores en los nuevos ambientes empobrecidos, dando soporte a la hipótesis de la homogeneización biótica.

Tabla 6. 1. Modelos que explican el efecto del tipo de ambiente nativo (comunidades de referencia: bosque continuo y fragmento de bosque del BA, bosque nativo y pastizal de CyM) y de la ecorregión donde estaba ubicada la plantación forestal (BA: Bosque Atlántico; CyM: Campos y Malezales y Esteros del Iberá) en la diferencia en la composición de especies dominantes entre la plantación forestal y cada comunidad de referencia. Para cada modelo (incluyendo el nulo) estimé el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc) y estimé el valor de R^2 marginal (R^2_m) y R^2 condicional (R^2_c).

Modelo	R^2_m/R^2_c	$\Delta AICc$	w	# parámetros
Ambiente * Ecorregión	0.42/0.68	0	1	9
Ambiente + Ecorregión	0.20/0.39	236.37	0	6
Ambiente	0.19/0.39	239.09	0	5
Nulo	0	365.67	0	2

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc. El valor de R^2 corresponde al Pseudo R^2 estimado para modelos mixtos: el R^2 marginal representa la varianza explicada por los efectos fijos y el R^2 condicional la varianza explicada por los efectos fijos y aleatorios.

Tabla 6. 2. Valores promedio, con su error estándar y sus intervalos de confianza del 95% de las distancias euclidianas entre la ubicación en el bi-plot del NMDS de cada estación de plantación forestal y el centroide de cada ambiente nativo (bosque continuo y fragmentos de bosque del BA, bosque nativo de CyM y pastizal de CyM) que representan las diferencias en la composición de especies dominantes. Se muestran los parámetros para todas las combinaciones posibles ya que la interacción entre el tipo de ambiente nativo y la ecorregión donde estaba ubicada la plantación forestal (BA: Bosque Atlántico; CyM: Campos y Malezales y Esteros del Iberá) resultó tener un efecto fuerte. Letras distintas indican diferencias significativas.

Combinación ambiente- ecorregión	Distancia media	Error Estándar	Intervalo de confianza		
			Superior	Inferior	
Plant. de CyM vs Pastizal	0.648	0.045	0.560	0.737	a
Plant. del BA vs. Bosque de CyM	0.693	0.054	0.588	0.799	a
Plant. del BA vs. Frag. de BA	0.717	0.054	0.612	0.822	a
Plant. de CyM vs Bosque de CyM	0.733	0.045	0.645	0.821	a
Plant. del BA vs. Bosque de BA	0.966	0.05	0.861	1.069	b
Plant. de CyM vs. Frag. de BA	1.157	0.045	1.069	1.245	c
Plant. del BA vs. Pastizal	1.275	0.054	1.170	1.381	c
Plant. de CyM vs Bosque de BA	1.587	0.045	1.498	1.675	d

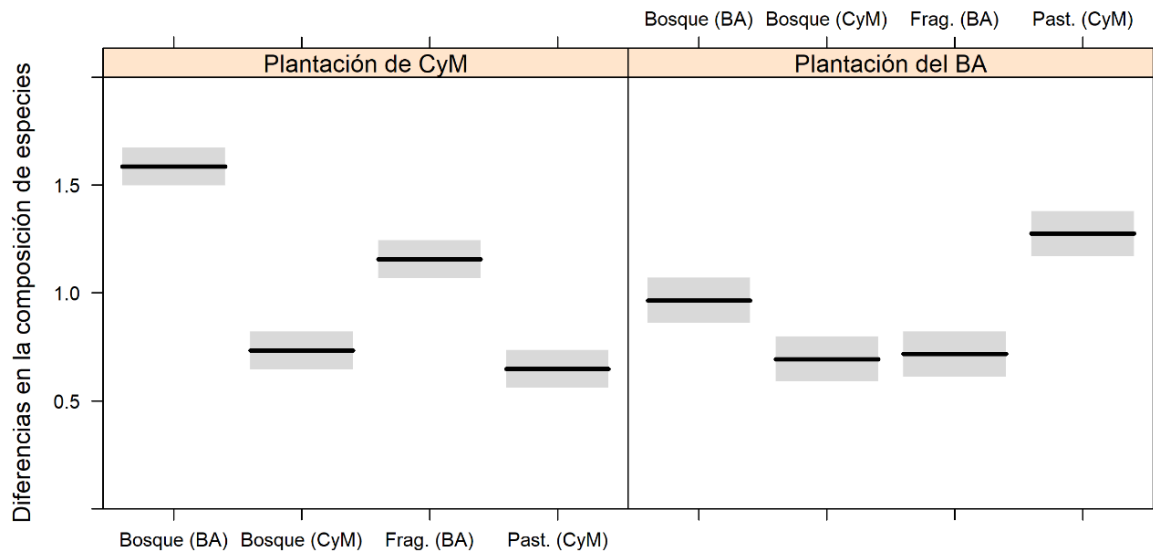


Figura 6.3. Efecto del tipo de ambiente nativo (comunidad de referencia: bosque continuo y fragmento de bosque del BA, bosque nativo y pastizal de CyM) con el que fue contrastado cada estación de plantación forestal en las diferencias en la composición de especies dominantes (medido como la distancia euclídeana entre la ubicación en el bi-plot del NMDS de cada estación de plantación forestal y el centroide de cada comunidad de referencia) en cada ecorregión donde estaba ubicada la plantación forestal (BA: Bosque Atlántico; CyM: Campos y Malezales y Esteros del Iberá). Se muestran los parámetros para las dos ecorregiones por separado ya que la interacción entre el tipo de ambiente nativo y la ecorregión resultó tener un efecto fuerte. La línea negra corresponde a las estimaciones del parámetro para el modelo que incluye todas las combinaciones posibles entre el ambiente y la ecorregión con el intervalo de confianza del 95% representado por el área gris.

6.4. Conclusiones finales

Los resultados muestran que existe un pool regional de mamíferos definido para cada área de estudio ya que la similitud en la identidad de las especies fue superior entre ambientes distintos de una misma región que entre ambientes similares de distintas regiones. Las diferencias en la composición y abundancias relativas de cada uno de estos ensambles (entre las plantaciones de ambas regiones y entre los bosques de ambas regiones) puede deberse en parte a limitaciones en la capacidad de dispersión de determinadas especies y/o a otros factores antrópicos (ej. ganadería) o climáticos (ej. presencia de heladas invernales) que podrían estar actuando como barreras entre las dos regiones (Nekola y White, 1999; Soininen et al., 2007). Sin embargo, es probable también, que especies especialistas de bosque que están presentes en el Bosque Atlántico (como por ej. el ocelote), no logren subsistir en bosques empobrecidos o de menor extensión, como son los fragmentos de bosque, los mogotes

y bosques ribereños de los Campos y Malezales e Iberá, ni en las plantaciones forestales y que difícilmente puedan expandir su área de distribución hacia el sur debido la falta de recursos disponibles en esos ambientes. De igual manera, es probable que algunas especies de pastizal (ej. el aguará guazú o ciervo de los pantanos), si bien pueden transitar o utilizar las plantaciones forestales y otros cultivos, necesiten de la existencia de pastizales (o humedales) en el entorno para poder subsistir y difícilmente sean registradas en las plantaciones forestales implantadas en el Bosque Atlántico.

La fragmentación del bosque continuo en el norte de Misiones y el reemplazo de los ambientes nativos por plantaciones forestales promovió en parte la similitud entre ensambles de lugares distantes, en un proceso denominado homogeneización biótica, pero también a la diferenciación entre ensambles de sitios cercanos, fenómeno denominado diferenciación biótica (Olden y Poff, 2003), ya que existe un empobrecimiento y un cambio en las abundancias de las especies en las plantaciones forestales con respecto a los ambientes nativos donde fueron implantadas, principalmente en el Bosque Atlántico. Esta pérdida de especies puede deberse a procesos de filtrado ambiental, ya que las plantaciones probablemente no presenten los recursos necesarios para muchas de las especies especialistas de los ambientes nativos a los cuales quedan restringidas (por ej. el carpincho a los pastizales y el agutí a los bosques). Por el contrario, el aumento en las abundancias de las especies generalistas en las plantaciones se debe, no solo a su capacidad de subsistencia en un ambiente empobrecido en recursos, sino también a la ventaja que implica la ausencia de sus posibles competidores (e.g., Cruz et al., 2018). La alta similitud de los ensambles de los fragmentos y de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con los de los bosques de los Campos y Malezales e Iberá también demuestra la importancia que tiene la capacidad de dispersión de algunas especies (ej. guazuncho).

A pesar de que las plantaciones forestales de ambas regiones no tienen mayor similitud de especies entre sí que con sus respectivos ambientes nativos y de que las plantaciones de los Campos y Malezales e Iberá aún preservan una composición de especies con alta similitud a los pastizales de la misma región, es probable que una

expansión de las plantaciones derive en una mayor homogeneización entre regiones. En el norte de Corrientes y sur de Misiones el ambiente de plantaciones de pinos aún representa una superficie relativamente baja y un aumento por encima de un umbral crítico podría producir mayores cambios en la composición de los ensambles de mamíferos nativos y favorecer la extinción local de determinadas especies especialistas de pastizal. De igual manera, una mayor expansión de las plantaciones forestales y la fragmentación del bosque en el norte de Misiones puede favorecer la expansión de especies generalistas en áreas donde actualmente están en bajas abundancias (ej. el guazuncho y el zorro de monte en los fragmentos de bosque) y derivar en la extinción local de especies especialistas del bosque continuo en buen estado de conservación.

Capítulo VII. Conclusiones generales: efecto de las plantaciones forestales en el Bosque Atlántico y en Campos y Malezales e Iberá.

Tanto en el Bosque Atlántico como en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá los ensambles de mamíferos medianos y grandes son afectados por las transformaciones del paisaje que resultan de la conversión de los ambientes originales a otros ambientes productivos. En Misiones y Corrientes, el reemplazo de los ambientes nativos por plantaciones forestales provoca una disminución en la riqueza y cambios en la composición y abundancias relativas de las especies con respecto a los bosques nativos. La variación de estos cambios dependió tanto de la configuración del paisaje como de las características del ambiente modificado a escala local.

La mayor variación de la composición ocurrió a escala de paisaje (Figura Apéndice 2. 2 y Figura Apéndice 4. 2) y los efectos de las variables a escala local se vieron reflejados principalmente en la variación en los ensambles dentro de los rodales de plantaciones con distintos manejos forestales. La fragmentación del bosque en el norte de Misiones y la presencia de plantaciones forestales tanto en Corrientes como en Misiones promueve la similitud entre ensambles de lugares distantes debido a un aumento en las abundancias en las plantaciones y fragmentos de las especies generalistas compartidas por ambas regiones, pero también a la diferenciación entre ensambles de sitios cercanos, ya que existe un empobrecimiento y un cambio en las abundancias de las especies en las plantaciones con respecto a los ambientes nativos que las circundan.

7.1. Efectos de las configuraciones de los paisajes forestales

Tanto en el Bosque Atlántico como en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá la configuración del paisaje productivo forestal es relevante al momento de evaluar los impactos de las plantaciones forestales en los ensambles de mamíferos originales. En ambas regiones, la presencia y extensión de ambientes nativos en la matriz productiva resulta de vital importancia para la conservación de los ensambles en el paisaje.

En el Bosque Atlántico, los fragmentos de bosque nativo entre los rodales de plantación juegan un rol importante en la conservación del ensamble de mamíferos ya que mantienen un alto número de especies, similar al del bosque continuo, y una mayor proporción de bosque en el entorno cercano reduce los cambios negativos que ocurren en la composición y abundancias relativas de los ensamblajes locales. Por ejemplo, si bien la composición y abundancias relativas de las especies fue distinta dentro de los fragmentos con respecto al bosque continuo, el ensamble resultó más similar cuando el entorno estuvo dominado por usos de la tierra boscosos (bosque nativo y/o plantaciones forestales). A su vez, los remanentes de menor tamaño, sin presencia de un área núcleo y con menor porcentaje de bosque en un radio cercano, poseen un menor número de especies y son los más vulnerables a sufrir cambios en la composición debido al efecto de borde, ya que tienen mayor proporción de superficie que podría estar en contacto con ambientes productivos contrastantes. Es probable que la pérdida de hábitat, producto del reemplazo del bosque a otros usos productivos, sea uno de los factores más importantes que generen el reemplazo de las especies que requieren de un área mínima de bosque para subsistir, y/o que son sensibles a las modificaciones en el ambiente y son reemplazadas por especies generalistas que se adaptan fácilmente a los ambientes antropizados.

El hecho de que la riqueza total en los fragmentos de bosque (que representan el 48% del bosque presente del área de estudio) haya sido igual a la del bosque continuo, sugiere que la fragmentación *per se* no estaría teniendo un efecto directo en el número total de especies, como sugieren varios autores (Fahrig, 2017, 2013; Quinn y Harrison, 1988). Debido a la alta cobertura de bosque remanente que aún queda en el paisaje estudiado en el norte de Misiones (68% en el área de estudio) y a la elevada proximidad entre parches, las tasas de inmigración podrían ser altas, lo que permite una rápida recuperación de las pérdidas de especies locales favoreciendo que la riqueza de especies sea elevada en el paisaje (Estavillo et al., 2013; Pardini et al., 2010). Sin embargo, el número de especies observado en cada fragmento y/o rodal de plantación forestal fue variable a lo largo del paisaje y se vio fuertemente afectado por la distancia a las posibles fuentes poblacionales. Los grandes fragmentos (tanto el

bloque de bosque continuo como los de aproximadamente 10.000 ha) resultaron esenciales para el aporte de especies y probablemente favorezcan la llegada de individuos a los pequeños parches para suplementar a las pequeñas poblaciones, lo que demuestra que el aislamiento a las fuentes no deja de ser un factor importante, consistente con lo propuesto por la Teoría de la Biogeografía de Islas (Mac Arthur y Wilson, 1967) y por la teoría de metapoblaciones (Hanski y Gilpin, 1991). En definitiva, si bien los fragmentos de Bosque Atlántico contienen una riqueza equivalente a la del bosque continuo, es probable que parte de ésta se pierda con la eliminación de los grandes fragmentos que actúan como fuentes de especies sensibles a la pérdida de la continuidad del hábitat y a los efectos de borde.

En esta región, la accesibilidad humana y el nivel de protección (resumidos en la variable “costo de acceso”), factores que están altamente asociados con la presión de cacería (Di Bitetti et al., 2008; Ferreguetti et al., 2018; Paviolo et al., 2009), tienen un marcado efecto en la composición del ensamble en todo el paisaje. Particularmente, el efecto más notorio ocurre al analizar las comunidades que persisten dentro de los rodales de plantaciones forestales, ya que su composición de especies dominantes es más similar a la del bosque continuo cuando están ubicados en zonas más inaccesibles. La implementación de caminos asociados al manejo de las plantaciones forestales, facilita el acceso de gente a zonas anteriormente remotas, lo que a su vez puede provocar un aumento de las actividades extractivas, como la cacería. En Misiones la caza de animales es una actividad muy practicada y arraigada culturalmente (Giraud y Abramson, 2000) y trabajos previos en la región muestran su fuerte efecto en la abundancia de algunas especies en particular (los ungulados y los depredadores tope -Di Bitetti et al., 2008, 2010; Paviolo et al., 2018, 2009), causando cambios en la composición de todo el ensamble de mamíferos (Paviolo et al., 2009; Iezzi et al. 2018). Si bien existen otros factores que influyen en la ausencia de determinados mamíferos dentro de los rodales de pino, la presencia de cazadores en las zonas más accesibles probablemente favorece el empobrecimiento que hoy se observa en el ensamble de las plantaciones. Es probable también que las especies perciban un mayor riesgo de ser cazados dentro de los rodales y por lo tanto los

frecuenten menos (y que sean menos “detectables” -e.g., Paviolo et al., 2018-, resultado consistente con la importancia de la cobertura vegetal en la composición y abundancias relativas de las especies), motivo por el cual probablemente detecté un mayor efecto de la accesibilidad en las plantaciones forestales que en los fragmentos de bosque. De todas maneras, es importante remarcar que la variable costo de acceso es un *proxi* de la presión de cacería y que podría ser mejorada en futuros trabajos (por ejemplo, incluyendo la cantidad de habitantes de las ciudades, las zonas más vigiladas por guardaparques dentro de las áreas protegidas, etc.), y ser contrastada y calibrada con estimaciones reales de cacería (e.g., Ferreguetti et al., 2018).

En los Campos y Malezales y Esteros del Iberá, los bosques, ya sean mogotes y/o bosques ribereños, y los humedales funcionan como elementos clave dentro del paisaje ya que son estructuras espaciales distintas que proporcionan recursos o refugio cruciales para muchas especies (ej., para los osos hormigueros, Di Blanco et al., 2015). Dentro de la matriz dominada principalmente por pastizales, ambas estructuras probablemente estén actuando como fuentes para las poblaciones de muchos mamíferos por lo que una mayor proporción en el entorno genera un aporte a la riqueza de especies y produce cambios en la composición y abundancias relativas de los ensambles.

Si bien la extensión de los pastizales no tuvo un efecto significativo en la composición y abundancias relativas de las especies, el ensamble de mamíferos de este ambiente es significativamente distinto al de los bosques, por lo que la conservación del conjunto completo de especies a nivel de paisaje dependerá de que todos los ambientes nativos originales mantengan una representación suficientemente alta en el mismo. En esta región, las plantaciones forestales todavía se mantienen en bajas extensiones y, en general, suelen estar dispersas en múltiples propiedades de superficie relativamente baja (menores a 10.000 ha) y que están inmersas dentro de una matriz de pastizal (principalmente campos ganaderos). Es probable que un aumento de la extensión de las plantaciones en reemplazo de campos ganaderos y pastizales naturales, llevando la superficie de estos últimos en el entorno por debajo de un umbral límite, provoque cambios importantes en la riqueza y la composición de los ensambles de mamíferos

nativos de pastizal. Sería recomendable realizar monitoreos periódicos de los cambios futuros de la extensión de las plantaciones y de sus efectos sobre la fauna e investigar, si fuese posible, cuál es la superficie umbral a distintas escalas de manera de poder realizar una planificación del manejo forestal en función de ese conocimiento.

En la región de los Campos y Malezales e Iberá, la existencia de ambientes naturales estructuralmente distintos y que presentan ensambles de mamíferos significativamente diferentes en composición, genera un conjunto de especies altamente diverso a escala de paisaje, incluyendo aquellas típicas de humedales como el carpincho y el ciervo de los pantanos, de pastizales como zorro pampeano y el cuis, especialistas de bosque como el ocelote, hasta especies generalistas como el tatú de nueve bandas y el zorro de monte que frecuentan tanto los distintos ambientes como las plantaciones. La presencia de especies que utilizan distintos tipos de ambientes en el paisaje se vio reflejada en la importancia de la heterogeneidad de ambientes del entorno en la riqueza y composición de especies, ya el mosaico de ambientes terrestres ofrece una variedad de hábitats para distintas especies mamíferos, algunas restringidas a los elementos naturales originales y otras que utilizan fácilmente elementos antrópicos como plantaciones forestales y/o que podrían utilizar otro tipo de cultivos. Debido a que las respuestas del ensamble a la heterogeneidad de ambientes y al porcentaje de bosque ocurren a pequeñas escalas (200 m), es probable que la variedad de ambientes (incluyendo los cultivos) de pequeña extensión y la cercanía a los bosques, sumado a la presencia de humedales en el paisaje (en radios de 2 km), sean los factores que tengan mayor efecto en la diversidad de especies.

7.2. Efectos del manejo de las plantaciones forestales a escala de rodal

Las plantaciones de pino presentan ensambles empobrecidos y significativamente distintos a los de los bosques en ambas regiones. Si bien este tipo de cultivo implica la presencia de árboles, al tratarse de un monocultivo, en donde también se realiza un manejo productivo, como la utilización de herbicidas y hormiguicidas, resulta en un ambiente simplificado y con condiciones ambientales distintas a las de un bosque nativo (por ejemplo, escasez de recursos clave como frutos, insectos, etc.), lo que deriva en que determinados mamíferos especialistas de bosque no lo perciban como

hábitat e incluso lo perciban como una barrera o un ambiente hostil para transitar. Es probable que dentro de las plantaciones ocurra un proceso de filtrado ambiental (Cornwell et al., 2006; Kraft et al., 2015; Pavoine et al., 2011) y que en este nuevo ambiente algunas especies, como el agutí o la comadreja de orejas negras, no puedan tolerar las condiciones ambientales del monocultivo (por ejemplo, la falta de recursos alimenticios, el microclima o la poca cobertura para protegerse de los depredadores). Estas especies de menor tamaño se vieron también afectadas por la estructura y composición de la vegetación, probablemente debido a la pérdida del sotobosque nativo dentro de las plantaciones (la estructura y composición de la vegetación dentro de los fragmentos de bosque no resultó importante en la composición y abundancia relativa de las especies). Los nuevos ambientes productivos pueden también alterar los procesos competitivos entre especies que pueden, a su vez, generar cambios en la composición y abundancias relativas de las especies. Por ejemplo, en los nuevos ambientes pueden ocurrir procesos de partición de nicho, donde especies con requerimientos similares, generalmente dentro de un mismo género, como es el caso de las corzuelas del género *Mazama* sp., puedan ver alterada su abundancia relativa dentro de las plantaciones dependiendo de si localmente son competitivamente superiores en función del nuevo ambiente. Asimismo, en los nuevos ambientes creados en el paisaje productivo (plantaciones y fragmentos pequeños afectados por el efecto de borde) algunas especies pueden encontrar un ambiente libre de depredadores o de competidores superiores, como ocurre con algunos carnívoros, como el tigrillo (*Leopardus guttulus*), como resultado de la liberación competitiva del ocelote (*Leopardus pardalis*) en los paisajes del norte de Misiones (Cruz et al., 2018). En el Bosque Atlántico del norte de Misiones, la composición de especies dominantes dentro de los rodales se vio afectada por variables a escala de paisaje, como la accesibilidad humana discutida anteriormente, pero también por características del manejo forestal a escala local. Si bien dentro de las plantaciones se registraron con mayor frecuencia relativa especies generalistas, también se registraron algunas especies que podrían ser consideradas especialistas de bosque pero que, por su gran tamaño y grandes áreas de acción, no perciben a las plantaciones como barreras,

como la corzuela colorada, el yagareté y el tapir (Paviolo et al., 2018). En esta región, en donde los pinos son plantados a densidades altas y las plantaciones no son raleadas durante el ciclo de cosecha, la cobertura y estructura vertical de la vegetación (nativa o no) en el sotobosque de los rodales fue el factor más importante que favoreció la presencia de ciertas especies de mamíferos típicas del bosque continuo, como el tapir o la corzuela colorada, que podrían utilizar los rodales jóvenes como refugio. Si bien la presencia de vegetación nativa no fue un factor importante en la composición de especies dominantes dentro de los rodales, puede haberlo sido para las especies de menor tamaño que no fueron registradas en las plantaciones forestales (y por ello su frecuencia relativa no varió entre estaciones de plantaciones y no afectaron los cambios en composición relativa en las mismas). En futuros trabajos sería de utilidad evaluar el efecto de distintas intensidades de raleo a distintas edades, ya que es esperable que a densidades menores a las evaluadas en esta tesis exista un sotobosque compuesto por vegetación nativa dentro de los rodales y que esto ofrezca recursos para algunas de las especies más afectadas por este monocultivo.

En los Campos y Malezales y Esteros del Iberá, la cobertura de la vegetación tanto del sotobosque como en los pastizales tiene un efecto importante en la riqueza y en la composición de los ensambles de mamíferos. Las plantaciones de mayor edad, con densidades intermedias de árboles y con baja carga ganadera tienen mayor similitud de especies con respecto al bosque nativo debido principalmente a su mayor similitud estructural. Por el contrario, si bien las plantaciones forestales son estructuralmente distintas a los pastizales, las mismas no actuaron con un filtro para los mamíferos de pastizal, probablemente por las características intrínsecas de las especies de este ambiente. La mayoría de las especies frecuentemente registradas en los pastizales son especies generalistas y/o que toleran los ambientes perturbados (de hecho, la mayoría convive con el ganado), y suelen usar los mogotes como fuente de refugio u otros recursos, por lo que no es sorprendente que utilicen las plantaciones con frecuencia, ocupando los nuevos nichos disponibles. Por ejemplo, los osos hormigueros usan a los mogotes y bosques en galería para descansar o como refugio ante las altas temperaturas (Di Blanco et al., 2015) y el aguará guazú usa las

plantaciones como un ambiente complementario a los pastizales y bosques nativos (Michelson, 2005).

7.3. Efecto regional del efecto del reemplazo de ambientes naturales de pastizal y bosque por plantaciones forestales.

En el NE de Argentina, las plantaciones de pinos se están estableciendo en dos regiones con características contrastantes. En un ambiente de bosque subtropical continuo, en el Bosque Atlántico de Misiones, y en ambientes dominados por pastizales naturales y humedales, salpicados por bosques naturalmente fragmentados. Este contraste ofrece una oportunidad única para evaluar cómo responden los ensambles de mamíferos de estas dos regiones a un tratamiento similar: ¿son los ensambles de mamíferos de las plantaciones de ambas regiones similares entre sí o mantienen una composición similar a las de los ambientes que reemplazan?; ¿existe un proceso de homogeneización biótica o domina el pool regional de especies en las plantaciones de cada región?

Al contrastar los ensambles de mamíferos de las plantaciones forestales con los de los ambientes nativos de las dos regiones vemos que estos monocultivos tienen mayores efectos dentro del Bosque Atlántico que en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá, ya que las plantaciones del norte de Misiones presentan una composición y abundancias relativas en el ensamble de mamíferos significativamente más distinta a la del bosque continuo que la de las plantaciones del norte de Corrientes y sur de Misiones con respecto a los bosques y pastizales de la misma región (Figura 6. 3). Si bien varios autores sugieren que las plantaciones forestales pueden ser potencialmente más perjudiciales para la biodiversidad en paisajes donde la vegetación natural es abierta (Brockhoff et al., 2008), este no es el patrón encontrado para los mamíferos de pastizales de la región estudiada. Sin embargo, el efecto diferencial de las forestaciones entre las dos regiones probablemente esté influenciado por las diferencias en la extensión de las plantaciones, por el manejo forestal aplicado en cada caso y por las características intrínsecas del pool regional de especies estudiado.

En el norte de Misiones, las plantaciones forestales abarcan una gran superficie (~20% del área de estudio) y consisten en grandes extensiones relativamente continuas de áreas dominadas por forestaciones de pinos (>50.000 ha) plantados en alta densidad (1666 árboles/ha) y sin que se les aplique ningún tipo de manejo (ni raleo ni poda) luego del tercer año de edad. Esta región cuenta además con un gran bloque de bosque continuo de más de 350.000 ha, principalmente compuesto por áreas protegidas, y que aún conserva especies especialistas de bosque y sensibles a la transformación del paisaje y a las presiones antrópicas (ej.: el ocelote o el tapir -Beca et al., 2017; Cruz et al., 2018, 2014). Por el contrario, en el norte de Corrientes y sur de Misiones las plantaciones forestales abarcaron el 8,5% del área de estudio, suelen estar dispersas en múltiples propiedades que, en general, no superan las 10.000 ha. Además, se les aplican múltiples manejos, alcanzando en muchos casos bajas densidades que rondan los 250 árboles/ha. En esta región, los ambientes naturales históricamente fueron sometidos una alta presión ganadera y es una actividad que sigue siendo predominante en la actualidad por lo que aproximadamente la mitad de mis estaciones fueron ubicadas en sitios con presencia de ganado. La ganadería es una actividad que puede generar efectos negativos sobre fauna, no solo por la presencia del ganado en sí (por competencia indirecta por el alimento y/o pérdida de la cobertura de la vegetación -Schielz y Rubenstein, 2016), sino también por las características de la actividad productiva (presencia de gente y perros en los campos, manejo de fuego, etc.) y que puede haber provocado la extinción local de grandes mamíferos, por lo que en la región actualmente predominan las especies generalistas y/o que pueden subsistir en ambientes antropizados (ej. zorro pampeano *Lycalopex gymnocercus* y zorro de monte *Cerdocyon thous* -Di Bitetti et al., 2009).

Ambas regiones presentaron un pool de especies distinto y característico de cada una. Una de las principales razones de la diferenciación en la identidad de las especies encontradas es la presencia de especies especialistas de bosque que aún se conservan en el Bosque Atlántico y la presencia de especies especialistas de pastizal en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Algunas especies que son especialistas de bosque (ej.: la corzuela colorada, *Mazama americana*) son dependientes de grandes

áreas de bosque en el paisaje, por lo que no podrían subsistir en los mogotes o bosques ribereños de Corrientes o del sur de Misiones y solo se encuentran en el norte de Misiones en donde aún se conserva un gran bloque de bosque. Incluso otras especies especialistas de bosque pero de menor tamaño, como el agutí o la comadreja de orejas negras, probablemente también se vean limitadas por su capacidad de dispersión. De igual manera, es probable que algunas especies de pastizal (ej. el aguará guazú o el ciervo de los pantanos) necesiten de la existencia de pastizales en el entorno para poder subsistir y difícilmente sean registradas en el Bosque Atlántico mientras dominen los usos de la tierra boscosos (Coelho et al., 2008).

Por otro lado, otro motivo de la diferenciación en el pool regional de especies es que en el Bosque Atlántico también se conservan especies que son altamente sensibles a las presiones antrópicas y son dependientes de la existencia de grandes áreas protegidas. Por ejemplo, el área de distribución de especies como el yaguareté y el tapir, que también podrían habitar ambientes relativamente abiertos, puede haberse restringido, como resultado de la ganadería y las presiones humanas (ej.: la cacería) en Corrientes y sur de Misiones, a regiones con presencia de grandes extensiones de bosque en buen estado de conservación. En los Esteros del Iberá, dentro del PN Iberá y en las reservas privadas pertenecientes a The Conservation Land Trust, se eliminaron o redujeron las presiones antrópicas que afectan a la fauna, generando mejores condiciones para estas especies. En este caso, las presiones antrópicas funcionan como barreras para la dispersión de estas especies, y es necesario un programa de translocación y reintroducción de fauna para restaurar el ecosistema (IUCN/SSC, 2013).

A pesar de las diferencias entre regiones, la fragmentación del bosque continuo en el norte de Misiones y el reemplazo de los ambientes nativos por plantaciones forestales promovió la similitud, al menos parcial, entre sus ensambles, en un proceso denominado homogeneización biótica (Olden y Poff, 2003). La composición y abundancias relativas del ensamble de mamíferos de los fragmentos de bosque que quedaron inmersos entre la matriz productiva es variable, dependiendo las características su entorno, por lo que son utilizados tanto por algunas especies

especialistas de bosque como por especies generalistas que pueden subsistir en ambientes abiertos y perturbados. Como mencioné anteriormente, muchas de las especies especialistas rara vez son registradas en las plantaciones y tampoco podrían subsistir en los mogotes o bosques ribereños de Corrientes o del sur de Misiones, mientras que especies generalistas como el zorro de monte, el tatú de nueve bandas o el guazuncho dominan en estos ambientes, provocando una alta similitud entre los ensambles de los fragmentos y de las plantaciones forestales del Bosque Atlántico con los de los bosques de los Campos y Malezales e Iberá. Es probable que algunas de estas especies (ej.: el guazuncho) estén expandiendo su área de distribución desde los ambientes de sabanas y bosques correntinos hacia el norte de Misiones gracias a la presencia de las plantaciones forestales y a la fragmentación del Bosque Atlántico.

7.4. Recomendaciones finales.

Los monocultivos de árboles tienen impactos negativos en las poblaciones de muchos de los mamíferos nativos, tanto a escala de rodal como de paisaje. Las plantaciones forestales presentan ensambles de especies empobrecidos con respecto a los ambientes nativos. Sin embargo, los paisajes forestales del NE de Argentina ofrecen oportunidades para la conservación de la biodiversidad, ya que distintas acciones de manejo y de ordenamiento territorial pueden mitigar sus efectos negativos y facilitar la conservación de los ensambles nativos, incluyendo varias especies amenazadas a nivel nacional o regional (por ejemplo: yagareté, Paviolo et al., 2018, 2016; tapir, Cruz et al., 2014; zorro pitoco, Dematteo et al., 2014; aguará guazú, Michelson, 2005; ciervo de los pantanos, Iezzi et al., 2017b). Varias de las empresas forestales operan en la región bajo esquemas de certificación forestal, como el Forest Stewardship Council (FSC), por lo que poseen áreas protegidas privadas y están cada vez más abiertas a implementar esquemas de manejo forestal que minimicen los impactos negativos sobre el ambiente. Es importante que al momento de establecer los criterios de certificación se considere un plan de manejo integral a escala de paisaje y de rodal, y que se tomen medidas dependientes de la región.

A escala de paisaje, FSC exige a las empresas certificadas no convertir las áreas de alto valor de conservación, incluyendo dentro de esta categoría no solo los bosques

nativos, sino también la preservación de sitios con alguna categoría de protección (ej.: sitios de conservación de humedales –sitios RAMSAR-, Áreas Valiosas de Pastizal –AVPs-, Áreas Importantes para la Conservación de las Aves –AICAs-, etc.) o de áreas naturales consideradas prioritarias debido a la presencia de especies amenazadas (e.g., Bauni, 2011). Tanto en el Bosque Atlántico como en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá, los ambientes naturales aún presentan ensambles muy ricos y con especies especialistas tanto de bosque como de pastizal, algunas de las cuales son endémicas de esta porción de Sudamérica, por lo que es importante conservar ambos tipos de ambientes, evitando la deforestación de los bosques nativos y manteniendo grandes áreas de pastizales naturales libres de una excesiva carga ganadera. En el Bosque Atlántico, es importante también la conservación de los grandes fragmentos de bosque que funcionan como fuentes poblacionales de las especies nativas de la región. Si bien muchos de estos fragmentos, incluyendo el bloque de bosque continuo, están compuestos mayormente por áreas protegidas, es necesario también fomentar la implementación de incentivos para evitar los desmontes en las tierras privadas lindantes, mejorar la conectividad hacia los mismos preservando los remanentes de bosque de menor tamaño y mejorar el nivel de protección para reducir la cacería. En los Campos y Malezales y Esteros del Iberá la conservación de los humedales también resulta esencial para conservar poblaciones de especies dependientes de este tipo de ambientes (ej. carpincho y ciervo de los pantanos).

Por el contrario, a escala de rodal no existen estándares regionales establecidos que especifiquen qué prácticas forestales son aconsejables en las plantaciones para mitigar sus efectos negativos sobre la biodiversidad. Según mis resultados, la composición y abundancias relativas de los ensambles de mamíferos varía dependiendo del manejo aplicado a los rodales, pero las respuestas fueron distintas dependiendo del contexto del paisaje. En la región de los Campos y Malezales y Estero del Iberá, en donde el ambiente natural predominante es el pastizal, es probable que sea favorable plantar a bajas densidades para fomentar el crecimiento de gramíneas y herbáceas típicas de pastizal, como ocurre en los sistemas silvopastoriles con baja carga ganadera. Por el contrario, particularmente en sur de Misiones y Noreste de

Corrientes, en zonas precedidas por bosques o aledañas a los mismos, es recomendable mantener rodales con densidades intermedias y limitar el ingreso del ganado para fomentar el desarrollo de un sotobosque similar al del bosque nativo. Además, sería recomendable favorecer la persistencia de las plantaciones por ciclos más largos y evitar la tala rasa simultánea de rodales cercanos para evitar la presencia de grandes extensiones sin cobertura de vegetación. Para la conservación del ensamble de mamíferos del Bosque Atlántico, es importante promover la cobertura vegetal en el sotobosque dentro de los rodales. Plantaciones con menores densidades de árboles a las evaluadas en esta tesis tienen una cobertura de vegetación nativa y un sotobosque más similar al del bosque nativo (Dummel y Pinazo, 2013; Seiwa et al., 2012) que podría ofrecer mejores recursos para la fauna (Luck y Korodaj, 2008; Rishworth et al., 1995; Simonetti et al., 2013; Sullivan et al., 2007; Verschuyt et al., 2011). Por ello, es importante evaluar en futuros trabajos el efecto de distintas intensidades de raleo y de las distintas edades para generar recomendaciones específicas en esta región.

En el norte de Misiones, la empresa forestal ARAUCO S.A. tiene como principal objetivo la elaboración de pasta celulósica, por lo que mantienen un sistema de producción intensificado, pero también conserva grandes extensiones de bosque nativo, incluyendo la Reserva Privada San Jorge e importantes porciones de Campo Los Palmitos y el Valle del Alegría, de vital importancia para la continuidad del bloque de bosque. Esta política de producción/conservación es consistente con la idea de “land sparing” que propone que la mejor forma de conservar la biodiversidad en el paisaje es preservando grandes extensiones de ambiente nativo, por ejemplo bajo un sistema de reservas o áreas protegidas, pero intensificando la agricultura para incrementar la productividad por área (Ewers et al., 2009; Green, 2005; Phalan et al., 2011a, 2011b). Esta estrategia contrasta con la del “land sharing”, que propone que sistemas agroecológicos de mayores extensiones, pero de bajo impacto puede mantener mayores niveles de biodiversidad a nivel del paisaje (Clough et al., 2011; Harvey et al., 2008; Perfecto y Vandermeer, 2010, 2008, 2002). Los resultados de esta tesis resaltan la importancia que tiene la conservación de los grandes fragmentos de

bosque en este paisaje y por ello, parecería favorecer la estrategia de “land sparing”. Sin embargo, también muestran la relevancia que tiene la preservación de los pequeños remanentes inmersos en la matriz productiva que ayudan a mantener altos niveles de riqueza en el paisaje y cómo diferentes tipos de manejos a escala de rodal (como los aplicados en muchos de los campos del norte de Corrientes y sur de Misiones) pueden favorecer a la conservación de los ensambles de mamíferos originales. En el norte de Misiones, si bien la conservación de las áreas protegidas es muy importante, cambios en el manejo forestal a escala de rodal, sumado a un aumento de la conectividad de los remanentes de bosque a las grandes fuentes y a una disminución de los niveles de cacería, pueden mitigar ampliamente los marcados efectos negativos que tienen las plantaciones forestales sobre los mamíferos nativos del Bosque Atlántico. De igual manera, en el norte de Corrientes y sur de Misiones, la conservación de grandes áreas de pastizales, bosques y humedales con baja carga ganadera o bajo un régimen de áreas protegidas, sin presión de caza u otras presiones antrópicas, puede ayudar a conservar los ensambles de mamíferos originales de esta región, favoreciendo la subsistencia y recuperación de especies que son sensibles a las distintas presiones antrópicas. La superficie de plantaciones en esta región no ha alcanzado un nivel que afecte seriamente a los ensambles de mamíferos a nivel de paisaje, pero sería importante evaluar cuál sería el umbral que las comunidades naturales pueden soportar sin llegar a sufrir efectos negativos.

Por último, para realizar recomendaciones que favorezcan a la conservación de la biodiversidad, es necesario evaluar en forma integrada el efecto de las plantaciones forestales y sus distintos manejos en diferentes taxones, ya que la magnitud de su efecto y las escalas a las que ocurren las respuestas puede variar considerablemente (Barlow et al., 2007), y las respuestas observadas en los mamíferos medianos y grandes pueden no ser las de otros grupos animales (e.g., Gangenova et al., 2018; Gómez-Cifuentes et al., 2017; Iezzi et al., 2018; Zurita y Bellocq, 2012). También es necesario evaluar la factibilidad económica de las medidas propuestas, ya que, si bien muchas de las empresas forestales y productores reconocen cada vez más la necesidad de conservar la biodiversidad, muchas de las medidas de manejo que se

recomiendan para mitigar los impactos ambientales, tanto a escala de rodal como de paisaje, pueden implicar una pérdida económica y/o de productividad (Brockerhoff et al., 2008). En definitiva, para lograr la aplicación de medidas de manejo y tecnologías que mitiguen los impactos negativos de las plantaciones sobre la biodiversidad y que las mismas puedan ser aceptadas por el sector productivo, es indispensable promover y facilitar la colaboración entre las empresas forestales, los gobiernos, las ONGs y el sector científico-tecnológico.

Capítulo VIII. Bibliografía

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E., 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape Urban Plan.* 64, 233–247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Anderson, D.R., 2008. *Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence*. Springer. https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2008.01138_13.x
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.tb00081.x>
- Andrade-Núñez, M.J., Aide, T.M., 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *ZOOLOGIA* 27, 909–917. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000600012>
- Andrén, H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355–366. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Ares, A., Berryman Shanti, D., Puettmann Klaus, J., 2009. Understory vegetation response to thinning disturbance of varying complexity in coniferous stands. *Appl. Veg. Sci.* 12, 472–487. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01042.x>
- Arnold, T.W., 2010. Uninformative Parameters and Model Selection Using Akaike's Information Criterion. *J. Wildl. Manage.* 74, 1175–1178. <https://doi.org/10.2193/2009-367>
- Arya, S., Mount, D., Kemp, S.E., Jefferis, G., 2017. Fast Nearest Neighbour Search (Wraps ANN Library) Using L2 Metric. R Package.
- August, P., Iverson, L., Nugranad, J., 2002. Human conversion of terrestrial habitats, in: Gutzwiller, K.J. (Ed.), *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer, New York, USA, pp. 198–224.
- Bakker, K.K., Naugle, D.E., Higgins, K.F., 2002. Incorporating Landscape Attributes into Models for Migratory Grassland Bird Conservation. *Conserv. Biol.* 16, 1638–1646.
- Barlow, J., Gardner, T. a, Araujo, I.S., Avila-Pires, T.C., Bonaldo, a B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L. V, Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L. a M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, a L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M. a, da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C., Peres, C. a, 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 18555–60. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703333104>

- Barquez, R.M., Díaz, M., Ojeda, R.A., 2006. Mamíferos de Argentina: sistemática y distribución. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM), Argentina.
- Bartemucci, P., Messier, C., Canham, C.D., 2006. Overstory influences on light attenuation patterns and understory plant community diversity and composition in southern boreal forests of Quebec. *Can. J. For. Res.* 36, 2065–2079. <https://doi.org/10.1139/x06-088>
- Bartoń, K., 2016. Multi-Model Inference “MuMIn.” R Package.
- Barzan, F.R., Martín, J., Baigorria, E., Bó, F., 2015. Bird community diversity in three habitat types in an ecological corridor in the Atlantic Forest of Misiones province, Argentina. *Trop. Conserv. Sci.* 8, 955–974.
- Bates, D., Sarkar, D., 2012. Linear mixed-effects models using S4 classes. R Package.
- Baum, K. a., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P., Cronin, J.T., 2004. The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and Stepping Stones. *Ecology* 85, 2671–2676. <https://doi.org/10.1890/04-0500>
- Bauni, V., 2011. Determinación de áreas de alto valor de conservación para mamíferos en la ecorregión de Campos y Malezales, NE de Corrientes. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Beca, G., Vancine, M.H., Carvalho, C.S., Pedrosa, F., Alves, R.S.C., Buscariol, D., Peres, C.A., Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biol. Conserv.* 210, 352–359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>
- Beier, P., 1993. Determining Minimum Habitat Areas and Habitat Corridors for Cougars. *Conserv. Biol.* 7, 94–108. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.07010094.x>
- Beisiegel, B.M., Mantovani, W., 2006. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. *J. Zool.* 269, 77–87. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00083.x>
- Bender, D.J., Fahrig, L., 2005. Matrix Structure Obscures the Relationship between Interpatch Movement and Patch Size and Isolation. *Ecology* 86, 1023–1033.
- Bender, D.J., Tischendorf, L., Fahrig, L., 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landsc. Ecol.* 18, 17–39. <https://doi.org/10.1023/A:1022937226820>
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A.M., Ingram, D.J., Verweij, P.A., Eikelboom, J.A.J., Huijbregts, M.A.J., 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* (80-.). 356, 180–183. <https://doi.org/10.1126/science.aaj1891>

- Bennett, A.F., Radford, J.Q., Haslem, A., 2006. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biol. Conserv.* 133, 250–264. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.008>
- Bennett, A.F., Saunders, D.A., 2010. Habitat fragmentation and landscape change, in: Sodhi, N.S., Ehrlich, P. (Eds.), *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, pp. 88–106.
- Bergner, A., Avci, M., Eryiğit, H., Jansson, N., Niklasson, M., Westerberg, L., Milberg, P., 2015. Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. *For. Ecol. Manage.* 336, 137–147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.025>
- Bernard, H., Fjeldså, J., Mohamed, M., 2009. A Case Study on the Effects of Disturbance and Conversion of Tropical Lowland Rain Forest on the Non-Volant Small Mammals in North Borneo: Management Implications. *Mammal Study* 34, 85–96. <https://doi.org/10.3106/041.034.0204>
- Bilenca, D., Miñarro, F., 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil., Programa Pastizales. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Bisceglia, S.B.C., Pereira, J.A., Teta, P., Quintana, R.D., 2011. Rodent selection by Geoffroy's cats in a semi-arid scrubland of central Argentina. *J. Arid Environ.* 75, 1024–1028. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.03.016>
- Bivand, R., Altman, M., Anselin, L., Assunção, R., Berke, O., Bernat, A., Blanchet, G., Blankmeyer, E., Carvalho, M., Christensen, B., Chun, Y., Dormann, C., Dray, S., Gómez-Rubio, V., Gubri, M., Halbersma, R., Krainski, E., Legendre, P., Lewin-Koh, N., Li, H., Ma, J., Millo, G., Mueller, W., Ono, H., Peres-Neto, P., Piras, G., Reder, M., Tiefelsdorf, M., Yu, D., 2015. Spatial Dependence: Weighting Schemes, Statistics and Models. R Package.
- Bivand, R., Rundel, C., 2017. Interface to Geometry Engine - Open Source ('GEOS'). R Package.
- Black-Décima, P., 2000. Home range, social structure, and scent marking behaviour in brown brocket deer (*Mazama gouazoubira*) in a large enclosure. *Mastozool. Neotrop.* 7, 5–14.
- Bogoni, J.A., Cherem, J.J., Hettwer Giehl, E.L., Oliveira-Santos, L.G., De Castilho, P.V., Picinatto Filho, V., Fantacini, F.M., Tortato, M.A., Luiz, M.R., Rizzaro, R., Graipel, M.E., 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *J. Mammal.* 97, 713–725. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv215>
- Bogoni, J.A., Pires, J.S.R., Graipel, M.E., Peroni, N., Peres, C.A., 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied

- mammal fauna? PLoS One 13, 1–23.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204515>
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., Legendre, P., 2011. Numerical Ecology with R, Springer. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Bowman, J., Jaeger, J.A.G., Fahrig, L., 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. Ecology 83, 2049–2055.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2049:DDOMIP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2049:DDOMIP]2.0.CO;2)
- Brady, M.J., McAlpine, C. a., Possingham, H.P., Miller, C.J., Baxter, G.S., 2011. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. Landsc. Ecol. 26, 617–628. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9602-6>
- Breheny, A.P., Burchett, W., 2016. Visualization of Regression Models. R Package.
- Bremer, L.L., Farley, K. a., 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. Biodivers. Conserv. 19, 3893–3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Briant, G., Gond, V., Laurance, S.G.W., 2010. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia. Biol. Conserv. 143, 2763–2769. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.024>
- Brockhoff, E.G., Berndt, L. a, Jactel, H., 2005. Role of exotic pine forests in the conservation of the critically endangered New Zealand ground beetle *Holcaspis brevicula* (Coleoptera: Carabidae). N. Z. J. Ecol. 29, 37–43.
- Brockhoff, E.G., Ecroyd, C.E., Leckie, A.C., Kimberley, M.O., 2003. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. For. Ecol. Manage. 185, 307–326.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00227-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00227-5)
- Brockhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J. a., Quine, C.P., Sayer, J., 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodivers. Conserv. 17, 925–951.
<https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>
- Brockhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Ferraz, S.F.B., 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. For. Ecol. Manage. 301, 43–50.
- Burkart, A., 1975. Evolution of Grasses and Grasslands in South America. Taxon 24, 53–66.
- Burkart, R., Bárbaro, N.O., Sánchez, R.O., Gómez, D.A., 1999. Ecorregiones de Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a

- practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, USA.
- Cabrera, A.L., Willink, A., 1973. Biogeografía de América Latina., 13th ed. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, USA.
- Campanello, P.I., Genoveva Gatti, M., Ares, A., Montti, L., Goldstein, G., 2007. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. *For. Ecol. Manage.* 252, 108–117.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.032>
- Campanello, P.I., Villagra, M., Garibaldi, J.F., Ritter, L.J., Araujo, J.J., Goldstein, G., 2012. Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. *For. Ecol. Manage.* 284, 213–221.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.043>
- Cannon, C.H., 1998. Tree Species Diversity in Commercially Logged Bornean Rainforest. *Science* (80-.). 281, 1366–1368.
<https://doi.org/10.1126/science.281.5381.1366>
- Cano, P.D., Leynaud, G.C., 2010. Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 411–420.
<https://doi.org/10.1007/s10344-009-0335-7>
- Cariola, L., Izquierdo, A.E., Hilgert, N.I., 2018. Social perception of tree plantations in the Atlantic forest of Argentina: the role of management scale. *Ethnobiol. Conserv.* 7, 14. <https://doi.org/10.15451/ec2018-10-7.14-1-38>
- Carnevali, R., 2003. El Iberá y su entorno fitogeográfico., 1º Edición. ed. Eudene, Corrientes, Argentina.
- Cassano, C.R., Barlow, J., Pardini, R., 2014. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biol. Conserv.* 169, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.006>
- Cassano, C.R., Barlow, J., Pardini, R., 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 44, 818–825.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00870.x>
- Chao, A., Chiu, C.H., Hsieh, T.C., Inouye, B.D., 2012. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology* 93, 2037–2051. <https://doi.org/10.1890/11-1817.1>
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84, 45–67.
<https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., Jost, L., 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93, 2533–2547.

<https://doi.org/10.1890/11-1952.1>

- Chao, A., Jost, L., Chiang, S.C., Jiang, Y.-H., Chazdon, R.L., 2008. A Two-Stage Probabilistic Approach to Multiple-Community Similarity Indices. *Biometrics* 64, 1178–1186. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2008.01010.x>
- Charney, N., Record, S., 2012. Vegetarian: Jost diversity measures for community data. R package.
- Chave, J., 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 241–253. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2003.00566.x>
- Chifarelli, D., 2010. Acumulación, éxodo y expansión. Un análisis sobre la agricultura familiar en el norte de Misiones. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Clough, Y., Barkmann, J., Juhbandt, J., Kessler, M., Wanger, T.C., Anshary, A., Buchori, D., Cicuzza, D., Darras, K., Putra, D.D., Erasmi, S., Pitopang, R., Schmidt, C., Schulze, C.H., Seidel, D., Steffan-Dewenter, I., Stenchly, K., Vidal, S., Weist, M., Wielgoss, A.C., Tscharrntke, T., 2011. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 8311–8316. <https://doi.org/10.1073/pnas.1016799108>
- Cochrane, M.A., Laurance, W.F., 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests 1, 311–325. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002237>
- Cochrane, M.A., Laurance, W.F., Changes, L., 2008. Synergisms among Fire, Land Use, and Climate Change in the Amazon 37, 522–527.
- Coelho, C.M., De Melo, L.F.B., Sábato, M.A.L., Vaz Magni, E.M., Hirsch, A., Young, R.J., 2008. Habitat Use by Wild Maned Wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a Transition Zone Environment. *J. Mammal.* 89, 97–104. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-383.1>
- Coelho, M., Juen, L., Mendes-Oliveira, A.C., 2014. The role of remnants of Amazon savanna for the conservation of Neotropical mammal communities in eucalyptus plantations. *Biodivers. Conserv.* 23, 3171–3184. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0772-9>
- Corbelli, J.M., Zurita, G.A., Filloy, J., Galvis, J.P., Vespa, N.I., Bellocq, I., 2015. Integrating Taxonomic, Functional and Phylogenetic Beta Diversities: Interactive Effects with the Biome and Land Use across Taxa. *PLoS One* 10, 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126854>
- Corley, J., Sackmann, P., Rusch, V., Bettinelli, J., Paritsis, J., 2006. Effects of pine silviculture on the ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) of the Patagonian steppe. *For. Ecol. Manage.* 222, 162–166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.025>
- Cornwell, W.K., Schwilk, D.W., Ackerly, D.D., 2006. A Trait-Based Test for Habitat

- Filtering: Convex Hull Volume. *Ecology* 87, 1465–1471.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1465:ATTFHF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1465:ATTFHF]2.0.CO;2)
- Cózar, A., Garcia, C.M., Gálvez, J.A., 2003. Limnología de las lagunas Iberá y Galarza., in: Canziani, G., Rossi, C., Loiselle, S., Ferrati, R. (Eds.), *Los Esteros Del Iberá. Informe Del Proyecto “El Manejo Sustentable de Humedales En El Mercosur.* Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina, pp. 117–142.
- Crooks, K.R., 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conserv. Biol.* 16, 488–502.
- Crooks, K.R., Soulé, M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400, 563–566. <https://doi.org/10.1038/23028>
- Cruz, P., 2017. Distribución , requerimientos de hábitat e interacciones ecológicas de los felinos medianos y pequeños del Bosque Atlántico del Alto Paraná de la provincia de Misiones. Universidad de Buenos Aires.
- Cruz, P., Iezzi, M.E., De Angelo, C., Varela, D., Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., 2018. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PLoS One* 13, e0200806. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200806>
- Cruz, P., Iezzi, M.E., De Angelo, C.D., Varela, D., Paviolo, A., Di Bitetti, M.S., En prep. Landscape use by *Didelphis* species in the Atlantic Forest is shaped by habitat preferences rather than by competitive interactions.
- Cruz, P., Paviolo, A., Bó, R.F., Thompson, J.J., Di Bitetti, M.S., 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (*tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mamm. Biol.* 79, 376–383. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.06.003>
- Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Pachas, A.N., Fassola, H., Colcombet, L., Rossner, B., Frey, G., Dube, F., de Silva, M.L., Stevenson, H., Hamilton, J., Hubbard, W., 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. *Agrofor. Syst.* 86, 303–314. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9482-z>
- da Silva, L.G., Ribeiro, M.C., Hasui, É., Aparecida, C., 2015. Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes Lucas. *PLoS One* 10, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114025>
- Daily, G.C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., Sanchez-Azofeifa, A., 2003. Countryside Biogeography of Neotropical Mammals: Conservation Opportunities in Agricultural Landscapes of Costa Rica. *Conserv. Biol.* 17, 1814–1826. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00298.x>
- De Angelo, C., Paviolo, A., Di Bitetti, M., 2011. Differential impact of landscape

- transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Divers. Distrib.* 17, 422–436. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00746.x>
- De Angelo, C., Paviolo, A., Wiegand, T., Kanagaraj, R., Di Bitetti, M.S., 2013. Understanding species persistence for defining conservation actions: A management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 159, 422–433. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.021>
- De Angelo, C.D., 2009. El paisaje del Bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*). Universidad de Buenos Aires.
- De Angelo, C.D., Paviolo, A., Di Blanco, Y.E., Di Bitetti, M.S., 2008. Guía de huellas: De los mamíferos de Misiones y otras áreas del subtrópico de Argentina., 1° Edición. ed. Ediciones del Subtrópico, Yerba Buena, Tucumán, Argentina.
- de Lima, R.F., Dallimer, M., Atkinson, P.W., Barlow, J., 2012. Biodiversity and land-use change: understanding the complex responses of an endemic-rich bird assemblage. *Divers. Distrib.* 19, 1–12. <https://doi.org/10.1111/ddi.12015>
- Debinski, D.M., Holt, R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14, 342–355. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98081.x>
- Dematteo, K.E., Rinas, M.A., Argüelles, C.F., Zurano, J.P., Selleski, N., Di Bitetti, M.S., Eggert, L.S., 2014. Noninvasive techniques provide novel insights for the elusive bush dog (*Speothos venaticus*). *Wildl. Soc. Bull.* 38, 862–873. <https://doi.org/10.1002/wsb.474>
- Denyer, K., Burns, B., Ogden, J., 2006. Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. *Austral Ecol.* 31, 478–489. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01609.x>
- Di Bitetti, M.S., Albanesi, S., Cuyckens, M.J.F.G.A.E., Brown, A., 2011. The Yungas biosphere reserve of Argentina: a hot spot of South American wild cats. *Cat News* 54, 25–29.
- Di Bitetti, M.S., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., Paviolo, A., 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36, 403–412. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.04.001>
- Di Bitetti, M.S., Di Blanco, Y.E., Pereira, J.A., Paviolo, A., Pérez, I.J., 2009. Time Partitioning Favors the Coexistence of Sympatric Crab-Eating Foxes (*Cerdocyon thous*) and Pampas Foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *J. Mammal.* 90, 479–490. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-113.1>
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., Ferrari, C.A., De Angelo, C., Di Blanco, Y., 2008. Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama*

- americana and *M. nana*). *Biotropica* 40, 636–645.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00413.x>
- Di Bitetti, M.S., Placci, G., Dietz, L.A., 2003. Una Visión de Biodiversidad para la Ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná: Diseño de un Paisaje para la Conservación de la Biodiversidad y prioridades para las acciones de conservación. World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Di Blanco, Y.E., Pérez, I.J., Di Bitetti, M.S., 2015. Habitat Selection in Reintroduced Giant Anteaters: The Critical Role of Conservation Areas. *J. Mammal.* 96, 1024–1035.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv107>
- Di Francescantonio, D., 2009. Caracterización espacio-temporal y cambios en atributos comunitarios ocasionados por el fuego sobre las comunidades vegetales de un cordón arenoso en los Esteros del Iberá, Corrientes, Argentina. Universidad de Buenos Aires.
- Di Marco, E., 2014. *Pinus taeda* L. (Pino taeda, Pinotea, Pino Resinoso, Loblolly Pine) Familia Pinaceae. Ficha Técnica. Ministerio de Agroindustria, Presidencia de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* (80-.). 401, 401–406.
<https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dormann, C.F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., Defilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J.P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M., 2007. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 774–787. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x>
- Dray, S., 2013. SpacemakeR: Spatial modelling. R Package.
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S., Ter Braak, C.J.F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95, 14–21.
<https://doi.org/10.1890/13-0196.1>
- Dray, S., Legendre, P., 2008. Testing the species traits environment relationships: The fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89, 3400–3412.
<https://doi.org/10.1890/08-0349.1>
- Dray, S., Legendre, P., Blanchet, F.G., 2007. Forward Selection with permutation (Canoco p.46). R Package.
- Dray, S., Pélissier, R., Couteron, P., Fortin, M.J., Legendre, P., Peres-Neto, P.R., Bellier, E., Bivand, R., Blanchet, F.G., De Cáceres, M., Dufour, A.B., Heegaard, E., Jombart, T., Munoz, F., Oksanen, J., Thioulouse, J., Wagner, H.H., 2012. Community ecology in

- the age of multivariate spatial analysis. *Ecol. Monogr.* 82, 257–275.
<https://doi.org/10.1890/11-1183.1>
- Dufrene, M., Legendre, P., 1997. Species Assamblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366.
- Dummel, C.J., Pinazo, M.A., 2013. Efecto de variables de paisaje y de rodal sobre la diversidad de especies arbóreas en el sotobosque de plantaciones de *Pinus taeda* en la provincia de Misiones, Argentina. *Bosque* 34, 331–342.
<https://doi.org/10.4067/S0717-92002013000200009>
- Ecke, F., Löfgren, O., Sörlin, D., 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *J. Appl. Ecol.* 39, 781–792. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00759.x>
- Edwards, D.P., Hodgson, J.A., Hamer, K.C., Mitchell, S.L., Ahmad, A.H., Cornell, S.J., Wilcove, D.S., 2010. Wildlife-friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively. *Conserv. Lett.* 3, 236–242.
<https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00107.x>
- Eisenberg, J.F., Redford, K.H., 2000. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil (Vol. 3)*. University of Chicago Press.
- Epps, C.W., Wehausen, J.D., Bleich, V.C., Torres, S.G., Brashares, J.S., 2007. Optimizing dispersal and corridor models using landscape. *J. Appl. Ecol.* 44, 714–724.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01325.x>
- Escobar, M.A.H., Uribe, S. V., Chiappe, R., Estades, C.F., 2015. Effect of Clearcutting Operations on the Survival Rate of a Small Mammal. *PLoS One* 10, e0118883.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118883>
- Espinosa, S., Celis, G., Branch, L.C., 2018. When roads appear jaguars decline: Increased access to an Amazonian wilderness area reduces potential for jaguar conservation. *PLoS One* 13, 1–18.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189740>
- Esquivel, J., 2012. Sistemas silvopastoriles. Una posibilidad para crecer de manera sostenible. *Producción Forestal. Una Herramienta para un crecimiento sustentable. Sistemas silvopastoriles.* p52.
- Estavillo, C., Pardini, R., Rocha, P.L.B. da, 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: An evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PLoS One* 8, 1–10.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082369>
- Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R.T., Pickett, E.K., Ripple, W.J., Sandin, S.A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair, A.R.E., Soulé, M.E., Virtanen, R., Wardle, D.A., 2011. Trophic

- downgrading of planet earth. *Science* (80-.). 333, 301–306.
<https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- Etcheverry, P., Ouellet, J.-P., Crête, M., 2005. Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Can. J. For. Res.* 35, 2813–2822. <https://doi.org/10.1139/x05-208>
- Ewers, R.M., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., Green, R.E., 2009. Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Glob. Chang. Biol.* 15, 1716–1726.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01849.x>
- Fabri, S., Heinonen Fortabat, S., Soria, A., Pardiñas, U.F.J., 2003. Los mamíferos de la reserva provincial Iberá, provincia de Corrientes, Argentina., in: Alvarez, B.B. (Ed.), *Fauna Del Iberá*. Eudene, Corrientes, Argentina, pp. 305–342.
- Fahrig, L., 2017. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, annurev-ecolsys-110316-022612.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.* 40, 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fassola, H.E., Lacorte, S.M., Pachas, A.N., Goldfarb, C., Esquivel, J., Colcombet, L., Crechi, E.H., Keller, A., Barth., S.R., 2009. Los sistemas silvopastoriles en la región subtropical del NE argentino., in: XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina, p. vol. 18.
- Felton, A., Knight, E., Wood, J., Zammit, C., Lindenmayer, D., 2010. A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. *Biol. Conserv.* 143, 545–554. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.030>
- Ferreguetti, Á.C., Pereira-Ribeiro, J., Prevedello, J.A., Tomás, W.M., Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., 2018. One step ahead to predict potential poaching hotspots: Modeling occupancy and detectability of poachers in a neotropical rainforest. *Biol. Conserv.* 227, 133–140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.009>
- Filloy, J., Zurita, G. a., Corbelli, J.M., Bellocq, M.I., 2010. On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. *Acta Oecologica* 36, 333–338. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.02.007>
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob. Chang. Biol.* 16, 265–280.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x>
- Fletcher, R.J., Didham, R.K., Banks-leite, C., Barlow, J., Ewers, R.M., Rosindell, J., Holt,

- R.D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E.I., Melo, F.P.L., Ries, L., Prevedello, J.A., Tschardtke, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T., Haddad, N.M., 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biol. Conserv.* 226, 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Flynn, D.F.B., Molinari, N., Lin, B.B., Mayfield, M.M., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa 22–33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Fonseca, C.R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C.G., Boelter, C.R., Brescovit, A.D., Campos, L.M., Fleck, T., Fonseca, V.S., Hartz, S.M., Joner, F., Käffer, M.I., Leal-Zanchet, A.M., Marcelli, M.P., Mesquita, A.S., Mondin, C. a., Paz, C.P., Petry, M. V., Piovensan, F.N., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M., Vieira, E.M., 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 142, 1209–1219. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.017>
- Fox, J., 2007. Companion to Applied Regression. The car Package. R Package.
- Fracassi, N.G., 2001. Diversidad de mamíferos y aves en forestaciones y pajonales de salicáceas del Bajo Delta del río Paraná. Universidad de Buenos Aires.
- Fracassi, N.G., Buchter, W.M., Pereira, J.A., Borodowski, E.D., Somma, D., 2015. Determinants of capybara presence in afforestations of the lower delta of the Paraná river, Argentina. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 50, 229–237. <https://doi.org/10.1080/01650521.2015.1110406>
- Fundación Vida Silvestre Argentina y WWF, 2017. State of the Atlantic Forest: Three Countries, 148 Million People, One of the Richest Forests on Earth.
- Furlan, V., Cariola, L., García, D., Hilgert, N., 2015. Caracterización de los sistemas agroforestales familiares y estrategias de uso del ambiente en el Bosque Atlántico argentino. *Gaia Sci.* 9, 69–81.
- Galetti, M., Brocardo, C.R., Begotti, R.A., Hortenci, L., Bernardo, C.S.S., 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Anim. Conserv.* 20, 270–281. <https://doi.org/10.1111/acv.12311>
- Galindo-Leal, C., Gusmão Câmara, I. de, 2003. Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Island Press, Washington.
- Gámez-Virués, S., Perović, D.J., Gossner, M.M., Börschig, C., Blüthgen, N., De Jong, H., Simons, N.K., Klein, A.M., Krauss, J., Maier, G., Scherber, C., Steckel, J., Rothenwöhrer, C., Steffan-Dewenter, I., Weiner, C.N., Weisser, W., Werner, M.,

- Tscharntke, T., Westphal, C., 2015. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nat. Commun.* 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>
- Gangenova, E., Zurita, G.A., Marangoni, F., 2018. Changes to anuran diversity following forest replacement by tree plantations in the southern Atlantic forest of Argentina. *For. Ecol. Manage.* 424, 529–535. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.038>
- García, G.V., 2018. Efecto de las plantaciones de pino sobre la diversidad y composición de un ensamble de micromamíferos no voladores del Bosque Atlántico del Alto Paraná en el norte de la provincia de Misiones, Argentina. Universidad de Buenos Aires.
- Gardner, T. a., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C. a., Peres, C. a., Sodhi, N.S., 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol. Lett.* 12, 561–582. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>
- Gatti, M.G., Campanello, P.I., Goldstein, G., 2011. Growth and leaf production in the tropical palm *Euterpe edulis*: Light conditions versus developmental constraints. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 206, 742–748. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.04.004>
- Gehring, T.M., Swihart, R.K., 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biol. Conserv.* 109, 283–295. [https://doi.org/DOI: 10.1016/S0006-3207\(02\)00156-8](https://doi.org/DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00156-8)
- Gibson, L., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J.A., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Sodhi, N.S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478, 378–381. <https://doi.org/10.1038/nature10425>
- Gibson, L., Lynam, A.J., Bradshaw, C.J.A., He, F., Bickford, D.P., Woodruff, D.S., Bumrungsri, S., Laurance, W.F., 2013. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science* (80-.). 341, 1508–1510. <https://doi.org/10.1126/science.1240495>
- Gilbert, B., Lechowicz, M.J., 2004. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101, 7651–7656. <https://doi.org/10.1073/pnas.0400814101>
- Giménez Gómez, V.C., Verdú, J.R., Gómez-Cifuentes, A., Vsz-de-Mello, F., Zurita, G.A., 2018. Influence of land use on the trophic niche overlap of dung beetles in the semideciduous Atlantic forest of Argentina. *Insect Conserv. Divers.* <https://doi.org/10.1111/icad.12299>
- Giraudó, A.R., Abramson, R.R., 2000. Diversidad cultural y usos de la fauna silvestre por los pobladores de la selva misionera: ¿Una alternativa de conservación., in:

- Bertonati, C., Corucuera, J. (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina, pp. 233–243.
- Gómez-Cifuentes, A., Munevar, A., Gimenez, V.C., Gatti, M.G., Zurita, G.A., 2017. Influence of land use on the taxonomic and functional diversity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in the southern Atlantic forest of Argentina. *J. Insect Conserv.* 21, 147–156. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9964-4>
- Gravel, D., Canham, C.D., Beaudet, M., Messier, C., 2006. Reconciling niche and neutrality: The continuum hypothesis. *Ecol. Lett.* 9, 399–409. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00884.x>
- Green, R.E., 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* (80-.). 307, 550–555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Gurrutxaga, M., Rubio, L., Saura, S., 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landsc. Urban Plan.* 101, 310–320. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.036>
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S., Spira, T., 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84, 609–615. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0609:CUBDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0609:CUBDT]2.0.CO;2)
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Appl. Ecol.* 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Haila, Y., 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecol. Appl.* 12, 321–334. <https://doi.org/10.2307/3060944>
- Hanski, I., 2015. Habitat fragmentation and species richness. *J. Biogeogr.* 42, 989–993. <https://doi.org/10.1111/jbi.12478>
- Hanski, I., Gilpin, M., 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biol. J. Linn. Soc.* 42, 3–16.
- Harrison, S., Ross, S.J., Lawton, J.H., Harrison, S., Ross, S.J., Lawton, J.H., 1992. Beta Diversity on Geographic Gradients in Britain. *J. Anim. Ecol.* 61, 151–158.
- Hartig, F., 2017. Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R Package. ver 3.0.2.
- Harvey, C.A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B.G., Finegan, B., Griffith, D.M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., Van Breugel, M., Wishnie,

- M., 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conserv. Biol.* 22, 8–15.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00863.x>
- Heer, K., Helbig-Bonitz, M., Fernandes, R.G., Mello, M.A.R., Kalko, E.K. V, 2015. Effects of land use on bat diversity in a complex plantation-forest landscape in Northeastern Brazil. *J. Mammal.* 96, 720–731.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv068>
- Helmus, M.R., Savage, K., Diebel, M.W., Maxted, J.T., Ives, A.R., 2007. Separating the determinants of phylogenetic community structure. *Ecol. Lett.* 10, 917–925.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01083.x>
- Hibert, F., Calenge, C., Fritz, H., Maillard, D., Bouché, P., Ipavec, A., Convers, A., Ombredane, D., de Visscher, M.N., 2010. Spatial avoidance of invading pastoral cattle by wild ungulates: Insights from using point process statistics. *Biodivers. Conserv.* 19, 2003–2024. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9822-0>
- Hill, M.O., 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54, 427. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Homberg, M., 2009. Conservación de Biodiversidad en Predios Forestales del NE de Mesopotamia: Plan Integral de Manejo. Universidad Maimónides.
- Horak, J., Peltanova, A., Podavkova, A., Safarova, L., Bogusch, P., Romportl, D., Zasadil, P., 2013. Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 178, 71–77.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.020>
- Horn, H.S., 1966. Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. *Am. Nat.* 100, 419–424.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., Heiberger, R.M., Schuetzenmeister, A., Scheibe, S., 2016. Simultaneous Inference in General Parametric Models. R Package.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7, 1451–1456.
- Hubbell, S.P., 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton.
- Hurst, Z.M., McCleery, R.A., Collier, B.A., Silvy, N.J., Taylor, P.J., Monadjem, A., 2014. Linking changes in small mammal communities to ecosystem functions in an agricultural landscape. *Mamm. Biol.* 79, 17–23.
<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.08.008>
- Iezzi, M.E., Cruz, P., Varela, D., De Angelo, C., Di Bitetti, M.S., 2018. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird

- assemblages in the Atlantic Forest. *For. Ecol. Manage.* 424, 216–227.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.049>
- Iezzi, M.E., Di Bitetti, M.S., De Angelo, C.D., Varela, D., Cirignoli, S., 2017a. Diversidad de mamíferos en plantaciones forestales: comparación de los efectos de la configuración del paisaje entre ambientes de pastizal y bosque del Noreste de Argentina. Informe final proyecto PIA 2014 N°14061. Puerto Iguazú, Misiones.
- Iezzi, M.E., Fracassi, N.G., Pereira, J.A., 2017b. Conservation of the largest cervid of South America: interactions between people and the vulnerable marsh deer *Blastocerus dichotomus*. *Oryx* 470, 1–7.
<https://doi.org/10.1017/S0030605317000837>
- INTA, 2013. Suelos de la República Argentina., in: Cruzate, G., Gomez, L., Pizarro, M.J., Mercuri, P., Banchemo, S. (Eds.), Proyecto PNUD ARG/85/019. Con La Participación Del Instituto de Suelos y EEAs Del INTA. SAGyP-INTA, Buenos Aires, Argentina. <http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/>
- IUCN/SSC, 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations., in: IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland., p. 57.
- Izquierdo, A.E., De Angelo, C.D., Aide, T.M., 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: An evaluation of the forest transition model. *Ecol. Soc.* 13.
- Jaramillo, M., 2013. Bosques Nativos en la provincia de Misiones: Avances y puntos pendientes para su implementación efectiva, in: Informe Ambiental Anual 2013. Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN), Buenos Aires, Argentina, pp. 391–400.
- Jerozolinski, A., Peres, C.A., 2003. Bringing home the biggest bacon: A cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biol. Conserv.* 111, 415–425. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00310-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00310-5)
- Jorge, M.L.S.P., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biol. Conserv.* 163, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- Jost, L., 2010. The Relation between Evenness and Diversity. *Diversity* 2, 207–232.
<https://doi.org/10.3390/d2020207>
- Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88, 2427–2439.
- Jost, L., Chao, A., Chazdon, R.L., 2011. Compositional similarity and b (beta) diversity, in: Magurran, A.E., McGill, B.J. (Eds.), *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford, U.K., pp. 66–84.

- Kasper, C.B., Schneider, A., Oliveira, T.G., 2016. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil 76, 228–232.
- Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., Lindquist, E., 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *For. Ecol. Manage.* 352, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- Keuroghlian, A., Eaton, D.P., Longland, W.S., 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biol. Conserv.* 120, 415–429. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.016>
- Koh, L.P., Gardner, T.A., 2010. Conservation in human-modified landscapes, in: *Conservation Biology for All*. pp. 236–261.
- Koleff, P., Gaston, K.J., Lennon, J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *J. Anim. Ecol.* 72, 367–382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>
- Kraft, N.J.B., Adler, P.B., Godoy, O., James, E.C., Fuller, S., Levine, J.M., 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct. Ecol.* 29, 592–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological Methodology*. University of British Columbia. <https://doi.org/10.1086/519640>
- Kremen, C., 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1355, 52–76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Kremen, C., Miles, A., 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecol. Soc.* 17, 1–23. <https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440>
- Kruskal, J.B., 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29, 115–129.
- Kupfer, J.A., Malanson, G.P., Franklin, S.B., 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 8–20. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00204.x>
- Lantschner, M.V., Rusch, V., Hayes, J.P., 2013. Do exotic pine plantations favour the spread of invasive herbivorous mammals in Patagonia? *Austral Ecol.* 38, 338–345. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2012.02411.x>
- Lantschner, M.V., Rusch, V., Hayes, J.P., 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *For. Ecol.*

- Manage. 269, 271–278. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.045>
- Lantschner, M.V., Rusch, V., Hayes, J.P., 2011. Influences of pine plantations on small mammal assemblages of the Patagonian forest-steppe ecotone. *Mammalia* 75, 249–255. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2011.031>
- Lantschner, M.V., Rusch, V., Peyrou, C., 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodivers. Conserv.* 17, 969–989. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9243-x>
- Laurance, W.F., 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol. Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Fearnside, P.M., Lovejoy, T.E., Williamson, G.B., Mesquita, R.C.G., Meyer, C.F.J., Bobrowiec, P.E.D., Laurance, S.G.W., 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biol. Rev.* 93, 223–247. <https://doi.org/10.1111/brv.12343>
- Laurance, W.F., Laurance, S.G.W., 1996. Responses of Five Arboreal Marsupials to Recent Selective Logging in Tropical Australia. *Biotropica* 28, 310. <https://doi.org/10.2307/2389195>
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conserv. Biol.* 16, 605–618.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizão, R.C.C., Ribeiro, J.E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One* 2. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001017>
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J.E.L.S., Giraldo, J.P., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., Harms, K.E., D'Angelo, S., 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103, 19010–19014. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609048103>
- Lees, A.C., Peres, C. a, 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. *Conserv. Biol.* 22, 439–449. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>
- Lees, A.C., Peres, C.A., 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118, 280–290. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16842.x>
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280.

<https://doi.org/10.1007/s004420100716>

- Legendre, P., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M.L., 1997. Relating Behavior To Habitat: Solutions To Thefourth-Corner Problem. *Ecology* 78, 547–562.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0547:RBTHST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0547:RBTHST]2.0.CO;2)
- Legendre, P., Legendre, L., 2012a. *Numerical Ecology* 3rd English ed. Elsevier.
- Legendre, P., Legendre, L., 2012b. Multiscale analysis: spatial eigenfunctions, in: *Numerical Ecology*. pp. 859–906. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53868-0.50014-9>
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Lenz, B.B., Jack, K.M., Spironello, W.R., 2014. Edge effects in the primate community of the biological dynamics of forest fragments project, Amazonas, Brazil. *Am. J. Phys. Anthropol.* 155, 436–446. <https://doi.org/10.1002/ajpa.22590>
- Lessa, I., Corrêa Seabra Guimarães, T., de Godoy Bergallo, H., Cunha, A., M. Vieira, E., 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Nat. e Conserv.* 14, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.05.001>
- Lindenmayer, D., Cunningham, R.B., MacGregor, C., Crane, M., Michael, D., Fisher, J., Montague-Drake, R., Felton, A., Manning, A., 2008a. Temporal changes in vertebrates during landscape transformation: a large-scale “natural experiment.” *Ecol. Monogr.* 78, 567–590. <https://doi.org/10.1890/07-0945.1>
- Lindenmayer, D., Cunningham, R.B., Pope, M.L., 1999. A large-scale “experiment” to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals.” *Biol. Conserv.* 88, 387–403.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., 2007. *Managing and designing landscapes for conservation: moving from perspectives to principles*. Blackwell Publishing.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake, S., Luck, G., MacGregor, C., McIntyre, S., Mac Nally, R., Manning, A., Miller, J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow, F., Scott, M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor, G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J., Zavaleta, E., 2008b. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol. Lett.* 11, 78–91. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x>
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J., 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington.

- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. *Biol. Conserv.* 119, 151–168. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.028>
- Loeb, S.C., O’Keefe, J.M., 2006. Habitat Use by Forest Bats in South Carolina in Relation to Local, Stand, and Landscape Characteristics. *J. Wildl. Manage.* 70, 1210–1218. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1210:HUBFBI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1210:HUBFBI]2.0.CO;2)
- López-Ricaurte, L., Edwards, D.P., Romero-Rodríguez, N., Gilroy, J.J., 2017. Impacts of oil palm expansion on avian biodiversity in a Neotropical natural savanna. *Biol. Conserv.* 213, 225–233. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.009>
- Luccerini, S.A., Subovsky, E.D., Borodowski, E., 2014. Sistemas Silvopastoriles: una alternativa productiva para nuestro país. *Apunt. Agroeconómicos*. http://www.agro.uba.ar/apuntes/no_8/sistemas.htm.
- Lucherini, M., Luengos Vidal, E.M., 2008. *Lycalopex gymnocercus* (Carnivora: Canidae). *Mamm. Species* 820, 1–9. <https://doi.org/10.1644/820.1.Key>
- Luck, G.W., Korodaj, T.N., 2008. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: Implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* 255, 2688–2697. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.029>
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G., Pivello, V.R., 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 17, 1573–1580. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>
- Lyra-Jorge, M.C., Ribeiro, M.C., Ciocheti, G., Tambosi, L.R., Pivello, V.R., 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 359–368. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0324-x>
- Mac Arthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Magioli, M., Ferraz, K.M.P.M. de B., Setz, E.Z.F., Percequillo, A.R., Rondon, M.V. de S.S., Kuhnen, V.V., Canhoto, M.C. da S., dos Santos, K.E.A., Kanda, C.Z., Fregonezi, G. de L., do Prado, H.A., Ferreira, M.K., Ribeiro, M.C., Villela, P.M.S., Coutinho, L.L., Rodrigues, M.G., 2016. Connectivity maintain mammal assemblages functional diversity within agricultural and fragmented landscapes. *Eur. J. Wildl. Res.* 62, 431–446. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1017-x>
- Magioli, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P.M.B., Rodrigues, M.G., 2015. Thresholds in the relationship between functional diversity and patch size for mammals in the Brazilian Atlantic Forest. *Anim. Conserv.* 18, 499–511. <https://doi.org/10.1111/acv.12201>
- Maire, V., Gross, N., Börger, L., Proulx, R., Wirth, C., Pontes, L. da S., Soussana, J.F., Louault, F., 2012. Habitat filtering and niche differentiation jointly explain species

- relative abundance within grassland communities along fertility and disturbance gradients. *New Phytol.* 196, 497–509. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04287.x>
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 141, 2184–2192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Banks-Leite, C., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2012. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conserv. Biol.* 26, 1100–1111. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>
- Martinez Pardo, J., Paviolo, A., Saura, S., De Angelo, C., 2017. Halting the isolation of jaguars: Where to act locally to sustain connectivity in their southernmost population. *Anim. Conserv.* 1–12. <https://doi.org/10.1111/acv.12354>
- Masiero, M., Secco, L., Pettenella, D., Brotto, L., 2015. Forest Policy and Economics Standards and guidelines for forest plantation management : A global comparative study. *For. Policy Econ.* 53, 29–44. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2014.12.008>
- Massara, R.L., de Oliveira Paschoal, A.M., Bailey, L.L., Doherty, P.F., Hirsch, A., Chiarello, A.G., 2018. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50, 125–134. <https://doi.org/10.1111/btp.12481>
- Massoia, E., Chebez, J.C., Bosso, A., 2006. Los mamíferos silvestres de la Provincia de Misiones, Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Mayfield, M.M., Boni, M.F., Ackerly, D.D., 2009. Traits, Habitats, and Clades: Identifying Traits of Potential Importance to Environmental Filtering. *Am. Nat.* 174, E1–E22. <https://doi.org/10.1086/599293>
- Mckinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14, 450–453.
- Michalski, F., Peres, C.A., 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biol. Conserv.* 124, 383–396. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.045>
- Michelson, A., 2005. Predicción de aptitud de hábitat para aguará guazú (*Chrysocyon Brachyurus*) en un paisaje antropizado del noreste de Corrientes, Argentina. Universidad de Buenos Aires.
- Miñarro, F., Bilenca, D., 2008. The conservation status of temperate grasslands in Central Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Minchin, P.R., 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for

- ecological ordination. *Vegetatio* 69, 89–107.
<https://doi.org/10.1007/BF00038690>
- Ministerio de Agroindustria, 2018. Inventario Nacional de Plantaciones Forestales por Superficie. [WWW Document].
<https://doi.org/http://forestoindustria.magyp.gob.ar/plantaciones-forestales>
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Thomsen, J.B., da Fonseca, G.A.B., Olivieri, S., 1998. Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. *Conserv. Biol.* 12, 516–520.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.012003516.x>
- Moran, P.A., 1950. Notes of continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37, 17–23.
- Moreira-Arce, D., Vergara, P.M., Boutin, S., Carrasco, G., Briones, R., Soto, G.E., Jiménez, J.E., 2016. Mesocarnivores respond to fine-grain habitat structure in a mosaic landscape comprised by commercial forest plantations in southern Chile. *For. Ecol. Manage.* 369, 135–143. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.024>
- Moreira-arce, D., Vergara, P.M., Boutin, S., Simonetti, J.A., Briceño, C., Acosta-jamett, G., 2015. Native forest replacement by exotic plantations triggers changes in prey selection of mesocarnivores. *BIOC* 192, 258–267.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.015>
- Mueller-dombois, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims Methods of Vegetation Ecology*. Wiley NY, New York.
- Munévar, A., Rubio, G.D., Zurita, G.A., 2018. Changes in spider diversity through the growth cycle of pine plantations in the semi-deciduous Atlantic forest: The role of prey availability and abiotic conditions. *For. Ecol. Manage.* 424, 536–544.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.025>
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Nagy-Reis, M.B., Estevo, C.A., Setz, E.Z.F., Ribeiro, M.C., Chiarello, A.G., Nichols, J.D., 2017. Relative importance of anthropogenic landscape characteristics for Neotropical frugivores at multiple scales. *Anim. Conserv.* 1–12.
<https://doi.org/10.1111/acv.12346>
- Neiff, J.J., Poi de Neiff, A.S.G., 2005. Ecorregión Esteros del Iberá, in: Brown, A.D., Ortiz, U.M., Acerbi, M., Corcuera, J. (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina, pp. 176–194.
- Nekola, J.C., White, P.S., 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *J. Biogeogr.* 26, 867–878. <https://doi.org/10.2307/2656184>
- Nelson, A., 2008. Estimated travel time to the nearest city of 50,000 or more people in year 2000., <http://bioval.jrc.ec.europa.eu/products/gam>. Global Environment

Monitoring Unit-Joint Research Centre of the European Commission, Ispra, Italy.

- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Gray, C.L., Scharlemann, J.P.W., Börger, L., Phillips, H.R.P., Sheil, D., Lysenko, I., Purvis, A., 2016. Global patterns of terrestrial assemblage turnover within and among land uses. *Ecography (Cop.)*. 39, 1151–1163. <https://doi.org/10.1111/ecog.01932>
- Newbold, T., Hudson, L.N., Phillips, H.R.P., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Blandon, A., Butchart, S.H.M., Booth, H.L., Day, J., Palma, A. De, Harrison, M.L.K., Kirkpatrick, L., Pynegar, E., Robinson, A., Simpson, J., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., De Palma, A., Harrison, M.L.K., Kirkpatrick, L., Pynegar, E., Robinson, A., Simpson, J., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., Palma, A. De, B, P.R.S., Scharlemann, P.W., Harrison, M.L.K., Kirkpatrick, L., Pynegar, E., Robinson, A., Simpson, J., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., B, P.R.S., Lysenko, I., Scharlemann, P.W., 2014. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proc. R. Soc. London Ser. B Biol. Sci.* 281, 20141371. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1371>
- Núñez-Regueiro, M.M., Branch, L., Fletcher, R.J., Marás, G. a., Derlindati, E., Tálamo, A., 2015. Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina. *Biol. Conserv.* 187, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.001>
- O’Connell, A.F., Nichols, J.D., Karanth, K.U., 2011. Camera traps in animal ecology: Methods and analyses, *Ecology*. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4>
- Ojeda, R.A., Chillo, V., Isenrath, G.B.D., 2012. Libro Rojo de Mamíferos Amenazados de la Argentina. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM), Argentina. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2017.10.028>
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O’Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M.J., Suggests, M.A.S.S., 2007. The vegan R package. *Community ecology package* 10, 631–637.
- Okuda, T., Suzuki, M., Adachi, N., Quah, E.S., Hussein, N.A., Manokaran, N., 2003. Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. *For. Ecol. Manage.* 175, 297–320. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00137-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00137-8)
- Olden, J.D., Poff, N.L., 2003. Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *Am. Nat.* 162, 442–460. <https://doi.org/10.1086/378212>
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H.M., Aragón, R., Campanello, P.I., Prado, D., Oesterheld, M., León, R.J.C., 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecol. Austral* 28, 040–063. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- Paolino, R.M., Royle, J.A., Versiani, N.F., Rodrigues, T.F., Pasqualotto, N., Krepschi, V.G., Chiarello, A.G., 2018. Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. *J. Mammal.* 1–11.

<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy075>

- Pardini, R., de Bueno, A.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One* 5.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Pardini, R., De Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biol. Conserv.* 124, 253–266.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G.M., Laps, R.R., Mariano-neto, E., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Baumgarten, J., 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biol. Conserv.* 142, 1178–1190. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.010>
- Paruelo, J., Piñeiro, G., 2004. Cambios estructurales y funcionales asociados al pastoreo en los Pastizales del Río de la Plata. *Reun. del Grup. técnico Reg. del Cono Sur en Mejor. y Util. los Recur. forrajeros del área Trop. y Subtrop. Grup. Campos* 20, 53–60.
- Paviolo, A., Cruz, P., Iezzi, M.E., Martínez Pardo, J., Varela, D., De Angelo, C., Benito, S., Vanderhoeven, E., Palacio, L., Quiroga, V., Arrabal, J.P., Costa, S., Di Bitetti, M.S., 2018. Barriers, corridors or suitable habitat? Effect of monoculture tree plantations on the habitat use and prey availability for jaguars and pumas in the Atlantic Forest. *For. Ecol. Manage.* 430, 576–586.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.029>
- Paviolo, A., De Angelo, C., Di Blanco, Y., Agostini, I., Melzew, R., Ferrari, C., Palacio, L., Di Bitetti, M.S., 2009. Efecto de la caza y el nivel de protección en la abundancia de los grandes mamíferos del Bosque Atlántico de Misiones, in: *Biodiversidad y Manejo de Recursos Naturales*. pp. 237–254.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K.M.P.M.B., Morato, R.G., Martinez Pardo, J., Srбек-Araujo, A.C., Beisiegel, B.D.M., Lima, F., Sana, D., Xavier Da Silva, M., Velázquez, M.C., Cullen, L., Crawshaw, P., Jorge, M.L.S.P., Galetti, P.M., Di Bitetti, M.S., De Paula, R.C., Eizirik, E., Aide, T.M., Cruz, P., Perilli, M.L.L., Souza, A.S.M.C., Quiroga, V., Nakano, E., Ramírez Pinto, F., Fernández, S., Costa, S., Moraes, E.A., Azevedo, F., 2016. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Sci. Rep.* 6, 1–16.
<https://doi.org/10.1038/srep37147>
- Pavoine, S., Vela, E., Gachet, S., De Bélair, G., Bonsall, M.B., 2011. Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: A novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly. *J. Ecol.* 99, 165–175.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01743.x>

- Pawson, S.M., Brockerhoff, E.G., Meenken, E.D., Didham, R.K., 2008. Non-native plantation forests as alternative habitat for native forest beetles in a heavily modified landscape. *Biodivers. Conserv.* 17, 1127–1148. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9363-y>
- Pereira, J.A., Fracassi, N.G., Uhart, M.M., 2006. Numerical and Spatial Responses of Geoffroy's Cat (*Oncifelis Geoffroyi*) To Prey Decline in Argentina. *J. Mammal.* 87, 1132–1139. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-333R2.1>
- Peres, C. a, Palacios, E., 2007. Basin Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal Mediated Seed Dispersal. *Biotropica* 39, 304–315. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00272.x>
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 5786–5791. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134, 173–200. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.011>
- Perfecto, I., Vandermeer, J., 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: Ants in coffee plantations in Southern Mexico. *Conserv. Biol.* 16, 174–182. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.99536.x>
- Peyras, M., Vespa, N.I., Bellocq, M.I., Zurita, G.A., 2013. Quantifying edge effects: the role of habitat contrast and species specialization. *J. Insect Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9563-y>
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W., 2011a. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy* 36. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.11.008>
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011b. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* (80-.). 333, 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Pietrek, A.G., Branch, L.C., 2011. Native plantations as an important element for biodiversity in vanishing forested landscapes: A study of the near threatened araucaria tit spinetail (*Leptasthenura setaria*, Furnariidae). *Austral Ecol.* 36, 109–116. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02129.x>
- Placci, G., Di Bitetti, M., 2005. Ecorregión Selva Paranaense, in: Brown, A.D., Ortiz, U.M., Acerbi, M., Corcuera, J. (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina, pp. 196–225.
- Prist, P.R., Michalski, F., Metzger, J.P., 2012. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. *Landsc. Ecol.* 27,

799–812. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9729-0>

- Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E., Brashares, J.S., 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105, 20770–5. <https://doi.org/10.1073/pnas.0806080105>
- Quinn, J.F., Harrison, S.P., 1988. Effects of Habitat Fragmentation and Isolation on Species Richness: Evidence from Biogeographic Patterns. *Oecologia* 75, 132–140.
- Rabinowitz, A., Zeller, K. a., 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biol. Conserv.* 143, 939–945. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.002>
- Radford, J.Q., Bennett, A.F., Cheers, G.J., 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biol. Conserv.* 124, 317–337. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.039>
- Renjifo, L.M., 2001. Effect of Natural and Anthropogenic Landscape Matrices on the Abundance of Subandean Bird Species. *Ecol. Appl.* 11, 14–31.
- Renka, R.J., Gebhardt, A., Eglén, S., Zuyev, S., Denis, W., 2016. Triangulation of Irregularly Spaced Data. R Package.
- Reynolds, C., Fletcher, R.J., Carneiro, C.M., Jennings, N., Ke, A., LaScaleia, M.C., Lukhele, M.B., Mamba, M.L., Sibiya, M.D., Austin, J.D., Magagula, C.N., Mahlaba, T., Monadjem, A., Wisely, S.M., McCleery, R.A., 2018. Inconsistent effects of landscape heterogeneity and land-use on animal diversity in an agricultural mosaic: a multi-scale and multi-taxon investigation. *Landsc. Ecol.* 33, 241–255. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0595-7>
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Rishworth, C., McIlroy, J.C., Tanton, M.T., 1995. Factors affecting population densities of the Common Wombat. *For. Ecol. Manage.* 76, 11–19.
- Ritter, L.J., Campanello, P.I., Goya, J.F., Pinazo, M.A., Arturi, M.F., 2018. Plant size dependent response of native tree regeneration to landscape and stand variables in loblolly pine plantations in the Atlantic Forest, Argentina. *For. Ecol. Manage.* 429, 457–466. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.036>
- Roberts, D.W., 2016. Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R Package. ver. 1.6–1 1–56.
- Rodríguez, F., Silva, M., 2012. Ecorregión Selva Paranaense. Buenos Aires, Argentina.
- Saito, M., Koike, F., 2013. Distribution of Wild Mammal Assemblages along an Urban–

- Rural–Forest Landscape Gradient in Warm-Temperate East Asia. *PLoS One* 8, e65464. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065464>
- Sanches, V.Q.A., Gomes, M.M. de A., Passos, F. de C., Graciolli, G., Ribas, A.C. de A., 2012. Home-range and space use by *Didelphis albiventris* (Lund 1840) (Marsupialia, Didelphidae) in Mutum Island, Paraná river, Brazil. *Biota Neotrop.* 12, 50–55. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000400004>
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A. V., Wollmer, G., 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild. *Bioscience* 52, 891. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- Santoandré, S., 2017. Formación de ensamblajes biológicos : influencia del contexto regional en la diversidad taxonómica y funcional de hormigas durante el ciclo forestal. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Santos, J.S., Cristina, C., Leite, C., Cristina, J., Viana, C., Rosa, A., Marques, M., Souza, V. De, Ribeiro, A., Mendonça, D., 2018. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecol. Indic.* 88, 414–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>
- Saura, S., Rubio, L., 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography (Cop.)*. 33, 523–537. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>
- Saura, S., Vogt, P., Velázquez, J., Hernando, A., Tejera, R., 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *For. Ecol. Manage.* 262, 150–160. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.017>
- Schieltz, J.M., Rubenstein, D.I., 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environ. Res. Lett. Environ. Res. Lett* 11, 1–18. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113003>
- Seiwa, K., Etoh, Y., Hisita, M., Masaka, K., Imaji, A., Ueno, N., Hasegawa, Y., Konno, M., Kanno, H., Kimura, M., 2012. Roles of thinning intensity in hardwood recruitment and diversity in a conifer, *Criptomeria japonica* plantation: A 5-year demographic study. *For. Ecol. Manage.* 269, 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.014>
- Shannon, C., Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Silvius, K.M., Fragoso, J.M. V, 2003. Red-rumped Agouti (*Dasyprocta leporina*) Home Range Use in an Amazonian Forest: Implications for the Aggregated Distribution of Forest Trees'. *Biotropica* 35, 74–83. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00264.x>

- Simonetti, J.A., 2006. Conservación de biodiversidad en ambientes fragmentados : el caso del bosque maulino, in: Grez, A., Simonetti, J.A., Bustamante, R. (Eds.), *Biodiversidad En Ambientes Fragmentados de Chile: Patrones y Procesos a Diferentes Escalas*. pp. 213–232.
- Simonetti, J.A., Grez, A.A., Estades, C.F., 2013. Providing Habitat for Native Mammals through Understory Enhancement in Forestry Plantations. *Conserv. Biol.* 27, 1117–1121. <https://doi.org/10.1111/cobi.12129>
- Soberón, J., 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.* <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>
- Soberón, J., Peterson, A.T., 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodivers. Informatics* 2, 1–10. <https://doi.org/10.1093/wber/lhm022>
- Soininen, J., McDonald, R., Hillebrand, H., 2007. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography (Cop.)*. 30, 3–12. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04817.x>
- Soriano, A., León, R.J.C., Sala, O.E., Lavado, R.S., Deregibus, V.A., Cauhépé, M.A., Lemcoff, J.H., 1992. Río de la Plata grasslands., in: Coupland, R.T., Goodall, D.W. (Eds.), *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, Amsterdam, pp. 367–407.
- Srur, M., Gatti, F., Benesovsky, V., Herrera, J., Melzew, R., Camposano, M., 2009. Los tipos de vegetación y ambientes del Parque Nacional Iguazú y su distribución en el paisaje, in: Carpinetti, B. (Ed.), *Parque Nacional Iguazú, Conservación y Desarrollo En La Selva Paranaense de Argentina*. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina, pp. 99–118.
- Stevens, S.M., Husband, T.P., 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biol. Conserv.* 85, 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00003-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00003-2)
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., Boateng, J.O., 2002. Influence of conventional and chemical thinning on stand structure and diversity of plant and mammal communities in young lodgepole pine forest. *For. Ecol. Manage.* 170, 173–187. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00775-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00775-7)
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., Ransome, D.B., 2007. Long-term responses of ecosystem components to stand thinning in young lodgepole pine forest. IV. Relative habitat use by mammalian herbivores. *For. Ecol. Manage.* 240, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.11.020>
- Sunarto, S., Kelly, M.J., Parakkasi, K., Klenzendorf, S., Septayuda, E., Kurniawan, H., 2012. Tigers need cover: multi-scale occupancy study of the big cat in Sumatran forest and plantation landscapes. *PLoS One* 7, e30859. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030859>

- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31, 79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Timo, T.P.C., Lyra-Jorge, M.C., Gheler-Costa, C., Verdade, L.M., 2014. Effect of the plantation age on the use of eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *IForest* 8, 108–113. <https://doi.org/10.3832/ifor1237-008>
- Trentini, C.P., Campanello, P.I., Villagra, M., Ritter, L., Ares, A., Goldstein, G., 2017. Thinning of loblolly pine plantations in subtropical Argentina: Impact on microclimate and understory vegetation. *For. Ecol. Manage.* 384, 236–247. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.040>
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. a., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51, 746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Yli-Halla, M., 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of Western Amazonian forests. *Science* (80-.). 299, 241–244. <https://doi.org/10.1126/science.1078037>
- Uezu, A., Beyer, D.D., Metzger, J.P., 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers. Conserv.* 17, 1907–1922. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9329-0>
- Uezu, A., Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E., 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123, 507–519. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>
- Umetsu, F., Pardini, R., 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats — evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape 517–530. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9041-y>
- Verschuyf, J., Riffell, S., Miller, D., Wigley, T.B., 2011. Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests - A meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 261, 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.010>
- Vieira, M. V., Olifiers, N., Delciellos, A.C., Antunes, V.Z., Bernardo, L.R., Grelle, C.E.V., Cerqueira, R., 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biol. Conserv.* 142, 1191–1200. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.006>
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L., 2005. Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales, in: Brown, A.D., Ortiz, U.M., Acerbi, M., Corcuera, J. (Eds.), *La Situación Ambiental*

- Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina, pp. 261–278.
- Villard, M.A., Metzger, J.P., 2014. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *J. Appl. Ecol.* 51, 309–318. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190>
- Wadsworth, F.H., 2000. Producción Forestal para América Tropical. Departamento de Agricultura de los EE.UU., Washington, D.C.
- Wearn, O.R., Carbone, C., Rowcliffe, J.M., Pfeifer, M., Bernard, H., Ewers, R.M., 2018. Land- use change alters the mechanisms assembling rainforest mammal communities in Borneo. *J. Anim. Ecol.* 1–13. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12903>
- Wickham, H., 2014. An implementation of the Grammar of Graphics. Package ggplot2. R Package. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr406>
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P., 1986. Habitat Fragmentation in the temperate zone. *Conserv. Biol. Sci. Scarcity Divers.*
- Wilson, D.S., Anderson, P.D., Puettmann, K.J., 2009. Evaluating the consistency of understorey vegetation response to forest thinning through synthetic analysis of operational-scale experiments. *Forestry* 82, 583–596. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp029>
- Wilson, D.S., Puettmann, K.J., 2007. Density management and biodiversity in young Douglas-fir forests: Challenges of managing across scales. *For. Ecol. Manage.* 246, 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.052>
- Woodroffe, R., Ginsberg, J., 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* (80-.). 280, 2126–8.
- Wright, S.J., 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6, 73–86. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00043>
- Yue, S., Brodie, J.F., Zipkin, E.F., Bernard, H., 2015. Oil palm plantations fail to support mammal diversity. *Ecol. Appl.* 150420074844001. <https://doi.org/10.1890/14-1928.1>
- Zaninovich, S.C., Montti, L.F., Alvarez, M.F., Gatti, M.G., 2017. Replacing trees by bamboos: Changes from canopy to soil organic carbon storage. *For. Ecol. Manage.* 400, 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.047>
- Zapata-Ríos, G., Branch, L.C., 2018. Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. *PLoS One* 13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192346>

- Zuleta, G.A., Gauto, O.A., Varela, D.M., Angelo, C. De, Johnson, B.G., Lorán, D., Escartín, C., Villalba, N., Cirignoli, S., Olmedo, M., Pardo, J.M., Zurita, A.A., 2015. Evaluaciones Ambientales Estratégicas y Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en las Regiones de Mesopotamia y Delta del Paraná. Informe Final. Buenos Aires, Argentina.
- Zurita, G. a., Bellocq, M.I., 2009. Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landsc. Ecol.* 25, 147–158. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9410-4>
- Zurita, G., Pe'er, G., Bellocq, M.I., Hansbauer, M.M., 2012. Edge effects and their influence on habitat suitability calculations: A continuous approach applied to birds of the Atlantic forest. *J. Appl. Ecol.* 49, 503–512. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02104.x>
- Zurita, G.A., Bellocq, M.I., 2012. Bird Assemblages in Anthropogenic Habitats: Identifying a Suitability Gradient for Native Species in the Atlantic Forest. *Biotropica* 44, 412–419. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00821.x>
- Zurita, G.A., Pe'er, G., Bellocq, M.I., 2017. Bird responses to forest loss are influence by habitat specialization. *Divers. Distrib.* 23, 650–655. <https://doi.org/10.1111/ddi.12559>
- Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D.M., Villagra, M., Bellocq, M.I., 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manage.* 235, 164–173.

Capítulo IX. Apéndices

9.1. Tablas de los apéndices

Tabla Apéndice 1. 1. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en el Bosque Atlántico de la provincia de Misiones. Se muestran las especies registradas en las 184 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BC= Bosque continuo, F= Fragmentos, P= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies potencialmente presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN. Continúa siguiente página.

Especie	Nombre común	Bosque continuo		Fragmentos		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p-valor	Estado de conservación*
		Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación			
<i>Cabassous tatouay</i>	Cabasú grande	0.019	0.019	0.045	0.058	0.033	0.032	0.017 (F)	0.886	VU/LC
<i>Cavia aperea</i>	Cuis	0.000	0.000	0.000	0.000	0.016	0.016	0.016 (P)	0.626	LC/LC
<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro de monte	0.019	0.038	0.194	0.435	0.443	0.887	0.280 (P)	0.001	LC/LC
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	0.189	0.434	0.209	0.478	0.016	0.016	0.114 (F)	0.066	NT/LC
<i>Dasyprocta azarae</i>	Agutí	0.830	8.094	0.358	2.942	0.000	0.000	0.611 (BC)	0.001	NT/DD
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	Tatú de nueve bandas	0.604	1.736	0.881	3.783	0.607	1.645	0.453 (F)	0.001	LC/LC
<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja overa	0.000	0.000	0.194	0.884	0.000	0.000	0.194 (F)	0.001	LC/LC
<i>Didelphis aurita</i>	Comadreja de orejas negras	0.811	6.774	0.433	2.826	0.049	0.065	0.561 (BC)	0.001	LC/LC
<i>Eira barbara</i>	Hurón mayor	0.226	0.264	0.269	0.522	0.131	0.129	0.140 (F)	0.097	NE/LC
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatú peludo	0.000	0.000	0.104	0.145	0.049	0.065	0.066 (F)	0.071	LC/LC
<i>Galictis sp.</i>	Hurón menor	0.019	0.038	0.000	0.000	0.000	0.000	0.019 (BC)	0.301	VU/LC
<i>Gracilinanus agilis</i>	Comadrejita ágil	0.019	0.019	0.030	0.043	0.000	0.000	0.022 (F)	0.46	LC/LC
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	0.396	0.717	0.075	0.087	0.049	0.065	0.320 (BC)	0.001	NT/LC

Tabla Apéndice 1. 2. Cont. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en el Bosque Atlántico de la provincia de Misiones. Se muestran las especies registradas en las 184 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BC= Bosque continuo, F= Fragmentos, P= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies potencialmente presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN. Continúa siguiente página.

Especie	Nombre común	Bosque continuo		Fragmentos		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p-valor	Estado de conservación*
		Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación			
<i>Leopardus guttulus</i>	Tirica	0.113	0.113	0.209	0.348	0.131	0.177	0.122 (F)	0.059	VU/VU
<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	0.038	0.038	0.090	0.116	0.000	0.000	0.069 (F)	0.057	VU/NT
<i>Mazama americana</i>	Corzuela colorada	0.755	4.415	0.284	1.623	0.328	2.177	0.418 (BC)	0.001	NT/DD
<i>Mazama gouazoubira</i>	Guazuncho	0.000	0.000	0.045	0.058	0.131	0.145	0.094 (P)	0.013	LC/DD
<i>Mazama nana</i>	Corzuela enana	0.547	1.736	0.463	1.522	0.393	1.306	0.220 (BC)	0.279	VU/DD
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	Cuica común	0.189	0.887	0.015	0.014	0.033	0.081	0.169 (BC)	0.001	NT/LC
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero	0.038	0.038	0.015	0.014	0.016	0.016	0.022 (BC)	0.431	VU/VU
<i>Nasua nasua</i>	Coatí	0.585	1.528	0.582	1.725	0.197	0.339	0.280 (F)	0.016	LC/LC
<i>Panthera onca</i>	Yaguareté	0.057	0.057	0.000	0.000	0.049	0.048	0.028 (P)	0.465	CR/NT
<i>Pecari tajacu</i>	Pecarí de collar	0.566	1.208	0.299	1.072	0.180	0.435	0.224 (BC)	0.09	VU/LC
<i>Philander opossum</i>	Comadreja de cuatro ojos	0.038	0.038	0.000	0.000	0.016	0.065	0.017 (BC)	0.585	LC/LC
<i>Procyon cancrivorus</i>	Aguará popé	0.038	0.038	0.119	0.188	0.033	0.032	0.088 (F)	0.031	VU/LC
<i>Puma concolor</i>	Puma	0.151	0.170	0.060	0.072	0.033	0.032	0.081 (BC)	0.087	LC/LC
<i>Puma yagouaroundi</i>	Yaguarundí	0.094	0.113	0.119	0.116	0.000	0.000	0.063 (F)	0.19	LC/LC
<i>Sapajus nigritus</i>	Mono caí	0.075	0.075	0.060	0.087	0.033	0.032	0.033 (BC)	0.651	NT/NT

Tabla Apéndice 1. 3. Cont. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en el Bosque Atlántico de la provincia de Misiones. Se muestran las especies registradas en las 184 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BC= Bosque continuo, F= Fragmentos, P= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies potencialmente presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN. Continúa siguiente página.

Especie	Nombre común	Bosque continuo		Fragmentos		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p-valor	Estado de conservación*
		Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación			
<i>Sciurus aestuans</i>	Ardilla misionera	0.132	0.151	0.104	0.145	0.000	0.000	0.062 (BC)	0.247	NT/LC
"Sigmodontinos"	Ratones	0.358	1.547	0.224	1.000	0.000	0.000	0.224 (BC)	0.003	-
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapetí	0.264	1.019	0.209	0.725	0.213	1.355	0.097 (P)	0.761	LC/LC
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso melero	0.075	0.075	0.134	0.159	0.066	0.065	0.077 (F)	0.168	NT/LC
<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir	0.509	1.792	0.104	0.232	0.180	0.500	0.374 (BC)	0.001	EN/VU
<i>Tayassu pecari</i>	Pecarí labiado	0.075	0.377	0.104	0.290	0.049	0.097	0.040 (F)	0.748	EN/NT
Especies potencialmente presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas										
<i>Alouatta caraya</i>	Mono aullador negro y dorado	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Alouatta guariba</i>	Mono aullador rojo	-	-	-	-	-	-	-	-	CR/LC
<i>Caluromys lanatus</i>	Cuica lanosa	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Chironectes minimus</i>	Cuica de agua	-	-	-	-	-	-	-	-	NT/LC
<i>Coendou prehensilis</i>	Coendú grande	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Cryptonanus chacoensis</i>	Comadreja ágil	-	-	-	-	-	-	-	-	LC/LC
<i>Dasypus hybridus</i>	Mulita chica	-	-	-	-	-	-	-	-	NT/NT

Tabla Apéndice 1. 4. Cont. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en el Bosque Atlántico de la provincia de Misiones. Se muestran las especies registradas en las 184 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BC= Bosque continuo, F= Fragmentos, P= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies potencialmente presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN.

Especie	Nombre común	Bosque continuo		Fragmentos		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p-valor	Estado de conservación*
		Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación	Frec. Rel.	Registros por estación			
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Carpincho	-	-	-	-	-	-	-	-	NT/LC
<i>Lontra longicaudis</i>	Lobito de río	-	-	-	-	-	-	-	-	EN/DD
<i>Micoureus demerarae</i>	Comadreja cenicienta	-	-	-	-	-	-	-	-	NT/LC
<i>Monodelphis iheringi</i>	Colicorto de tres rayas	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/DD
<i>Monodelphis scalops</i>	Colicorto de cabeza colorada	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Monodelphis sorex</i>	Colicorto musaraña	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Speothos venaticus</i>	Zorro pitoco	-	-	-	-	-	-	-	-	CR/NT
<i>Sphiggurus spinosus</i>	Coendú chico	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
Exóticas										
<i>Lepus europaeus</i>	Liebre europea	-	-	-	-	-	-	-	-	-

*Categoría de conservación: CR = en peligro crítico, EN = en peligro, VU = vulnerable, NT = casi amenazado, LC = preocupación menor, DD = datos insuficientes.

Tabla Apéndice 1. 5. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Se muestran las especies registradas en las 234 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BO= Bosque nativo, PA=Pastizal, PL= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN. Continúa siguiente página.

Especie	Nombre común	Bosque nativo		Pastizal		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p- valor	Estado de conservación*
		Frec. rel.	Regitros por estación	Frec. rel.	Regitros por estación	Frec. rel.	Regitros por estación			
<i>Blastocerus dichotomus</i>	Ciervo de los pantanos	0.093	0.926	0.264	1.247	0.151	0.495	0.124 (PA)	0.128	VU/VU
<i>Cabassous tatouay</i>	Cabasú grande	0.074	0.074	0.057	0.056	0.023	0.044	0.029 (BO)	0.636	VU/LC
<i>Cavia aparea</i>	Cuis	0.000	0.000	0.046	0.416	0.000	0.000	0.046 (PA)	0.083	LC/LC
<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro de monte	0.481	4.000	0.471	1.697	0.407	1.780	0.256 (BO)	0.070	LC/LC
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Aguará guazú	0.000	0.000	0.080	0.180	0.035	0.055	0.063 (PA)	0.040	EN/NT
<i>Conepatus chinga</i>	Zorrino común	0.037	0.056	0.023	0.056	0.012	0.022	0.015 (BO)	0.723	LC/LC
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	0.074	0.481	0.000	0.000	0.000	0.000	0.074 (BO)	0.004	NT/LC
<i>Dasyprocta azarae</i>	Agutí	0.167	2.185	0.011	0.011	0.012	0.011	0.165 (BO)	0.001	NT/DD
<i>Dasyopus hybridus</i>	Mulita chica	0.037	0.037	0.000	0.000	0.012	0.022	0.023 (BO)	0.258	NT/NT
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	Tatú de nueve bandas	0.870	7.796	0.460	1.831	0.581	2.286	0.558 (BO)	0.001	LC/LC
<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja overa	0.296	0.926	0.023	0.270	0.023	0.033	0.221 (BO)	0.001	LC/LC
<i>Eira barbara</i>	Hurón mayor	0.037	0.074	0.000	0.000	0.000	0.000	0.037 (BO)	0.060	NE/LC
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatú peludo	0.111	0.296	0.195	0.730	0.186	0.407	0.100 (PA)	0.270	LC/LC
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Carpincho	0.259	2.667	0.379	9.236	0.174	0.879	0.278 (PA)	0.002	NT/LC
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Gato montés	0.185	0.370	0.034	0.034	0.081	0.099	0.136 (BO)	0.002	LC/NT

Tabla Apéndice 1. 6. Cont. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Se muestran las especies registradas en las 234 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BO= Bosque nativo, PA=Pastizal, PL= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN. Continúa siguiente página.

Especie	Nombre común	Bosque nativo		Pastizal		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p- valor	Estado de conservación*
		Frec. rel.	Registros por estación	Frec. rel.	Registros por estación	Frec. rel.	Registros por estación			
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	0.093	0.111	0.000	0.000	0.023	0.022	0.076 (BO)	0.006	NT/LC
<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	0.037	0.111	0.000	0.000	0.000	0.000	0.037 (BO)	0.068	VU/NT
<i>Lontra longicaudis</i>	Lobito de río	0.000	0.000	0.023	0.056	0.000	0.000	0.023 (PA)	0.342	EN/DD
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	Comadreja colorada	0.000	0.000	0.023	0.045	0.023	0.033	0.012 (PA)	0.677	LC/LC
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	Zorro pampa	0.222	1.537	0.598	3.966	0.547	2.868	0.283 (PA)	0.031	LC/LC
<i>Mazama gouazoubira</i>	Guazuncho/ Corzuela parda	0.537	2.574	0.149	0.640	0.291	1.198	0.303 (BO)	0.002	LC/DD
<i>Nasua nasua</i>	Coatí	0.278	2.074	0.011	0.011	0.035	0.055	0.270 (BO)	0.001	LC/LC
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Venado de las Pampas	0.000	0.000	0.011	0.045	0.035	0.253	0.030 (PL)	0.250	EN/NT
<i>Procyon cancrivorus</i>	Aguará popé	0.259	0.722	0.161	0.180	0.093	0.154	0.176 (BO)	0.004	VU/LC
<i>Puma concolor</i>	Puma	0.056	0.074	0.000	0.000	0.023	0.044	0.034 (BO)	0.188	LC/LC
<i>Puma yagouaroundi</i>	Yaguarundí	0.037	0.037	0.000	0.000	0.000	0.000	0.037 (BO)	0.051	LC/LC
"Sigmodontinos"	Ratones	0.167	0.722	0.034	0.101	0.023	0.033	0.128 (BO)	0.004	-
<i>Sapajus nigritus</i>	Mono caí	0.037	0.037	0.000	0.000	0.000	0.000	0.037 (BO)	0.051	NT/NT
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapetí	0.019	0.074	0.000	0.000	0.000	0.000	0.019 (BO)	0.224	LC/LC
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso melero	0.130	0.148	0.115	0.124	0.070	0.077	0.054 (BO)	0.517	NT/LC
<i>Thylamys citellus</i>	Comadreja mesopotámica	0.019	0.019	0.000	0.000	0.000	0.000	0.019 (BO)	0.235	LC/NE

Tabla Apéndice 1. 7. Cont. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Se muestran las especies registradas en las 234 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BO= Bosque nativo, PA=Pastizal, PL= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN. Continúa siguiente página.

Especie	Nombre común	Bosque nativo		Pastizal		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p- valor	Estado de conservación*
		Frec. rel.	Registros por estación	Frec. rel.	Registros por estación	Frec. rel.	Registros por estación			
Exóticas										
<i>Axis axis</i>	Ciervo axis	0.000	0.000	0.011	0.011	0.000	0.000	0.011 (PA)	0.636	-
<i>Lepus europaeus</i>	Liebre europea	0.019	0.019	0.057	0.124	0.000	0.000	0.051 (PA)	0.083	-
<i>Sus scrofa</i>	Chancho cimarrón	0.019	0.056	0.080	0.315	0.093	0.571	0.053 (PL)	0.070	-
Especies potencialmente presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas										
<i>Alouatta caraya</i>	Mono aullador negro y dorado	-	-	-	-	-	-	-	-	LC/LC
<i>Cryptonanus chacoensis</i>	Comadreja ágil	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/VU
<i>Ctenomys dorbignyi</i>	Anguyá-tutú de d'Orbigny	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/NT
<i>Ctenomys perrensi</i>	Anguyá-tutú de Perrens	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Ctenomys roigi</i>	Anguyá-tutú de Roig	-	-	-	-	-	-	-	-	EN/VU
<i>Galictis cuja</i>	Hurón menor	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Leopardus colocolo pajeros</i>	Gato de los pajonales	-	-	-	-	-	-	-	-	NT/DD
<i>Mazama americana</i>	Corzuela colorada	-	-	-	-	-	-	-	-	VU/LC
<i>Myrmecophaga tridactyla**</i>	Oso hormiguero	-	-	-	-	-	-	-	-	NT/NT

Tabla Apéndice 1. 8. Cont. Listado de especies de mamíferos medianos y grandes presentes en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Se muestran las especies registradas en las 234 estaciones de cámaras-trampa con los valores de frecuencias relativas (nro. de estaciones que fue registrada/ nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente) y el número de registros promedio por estación (nro. de registros en cada ambiente/nro. total de estaciones colocadas en cada ambiente). Los valores de especie indicadora y los p-valores corresponden a los resultados del análisis de especies indicadoras (IndVal) para el ambiente principal (BO= Bosque nativo, PA=Pastizal, PL= Plantaciones; especies con un p-valor <0.05 se muestran en negrita). Al final de la tabla se muestran las especies presentes en el área de estudio pero que no fueron registradas. La categoría de conservación se expresa según Ojeda et al. (2012): derecha= categoría nacional; izquierda= categoría internacional según UICN.

Especie	Nombre común	Bosque nativo		Pastizal		Plantaciones		Valor de especie indicadora	p- valor	Estado de conservación*
		Frec. rel.	Registros por estación	Frec. rel.	Registros por estación	Frec. rel.	Registros por estación			
<i>Pecari tajacu</i> **	Pecarí de collar	-	-	-	-	-	-	-	-	LC/LC
<i>Sphiggurus spinosus</i>	Coendú chico	-	-	-	-	-	-	-	-	CR/CR
<i>Tapirus terrestris</i> **	Tapir	-	-	-	-	-	-	-	-	LC/LC

*Categoría de conservación: CR = en peligro crítico, EN = en peligro, VU = vulnerable, NT = casi amenazado, LC = preocupación menor, DD = datos insuficientes.

** Recientemente reintroducido

Tabla Apéndice 2. 1. Para describir la estructura y composición de la vegetación, resumí todas las mediciones realizadas en cada estación del norte de Misiones con un Análisis de Componentes Principales (PCA) y utilicé el primer eje (con autovalor = 3.53; % de varianza explicada = 32.17) como la variable “vegetación”. La tabla muestra las mediciones de vegetación realizadas en cada estación utilizadas en el análisis con el valor de correlación con el primer eje del PCA. Para las mediciones de las abundancias relativas y de cobertura vegetal medida con el método de intercepción puntual (Mueller-dombois and Ellenberg, 1974) realicé el promedio de las mediciones realizadas en 4 puntos equidistantes distanciados a 10m de cada cámara-trampa.

Variables	Correlación con PC1
Cobertura vegetal*	0.568
Abundancias relativas**	
<i>Chusquea ramosissima</i>	0.696
<i>Merostachis clausenii</i>	0.194
<i>Guadua trinii</i>	-0.017
<i>Piper sp.</i>	0.676
<i>Sorocea bonplandii</i>	0.734
Helechos	0.387
Lianas	0.869
Graminoides	-0.721
Número de palmeras en un radio de 2500m ²	
<i>Syagrus rommanzoffiana</i>	0.499
<i>Euterpe edulis</i>	0.154

* La cobertura vegetal del sotobosque fue medida como el número de toques de la vegetación en una varilla vertical de 4-m (método de intercepción puntual).

** Las abundancias relativas fueron medidas con una escala de valores de 0 (ausencia) a 3 (máxima abundancia posible de la especie o forma vegetal).

Tabla Apéndice 2. 2. “Costo animal” (izquierda) muestra los valores de costo relativo de un mamífero mediano/grande genérico del Bosque Atlántico de transitar por los distintos usos de la tierra usados para calcular las variables de “distancia” y del Índice de Permeabilidad del Ambiente. Los valores de costo tienen como referencia el bosque nativo que tiene un valor de 1. “Velocidad humana” (derecha) muestra la velocidad promedio estimada de un humano cuando transita los distintos usos de la tierra. Los valores de velocidad fueron usados para estimar la variable “costo de acceso” en las dos áreas de estudio (BA=Bosque Atlántico, CyM= Campos y Malezales y Esteros del Iberá). Se incluyeron modificaciones en la velocidad estimada para las áreas protegidas o campos con presencia de controles para incluir en el modelo el efecto del nivel de protección que puede influenciar la actividad de cacería.
Continúa siguiente página.

Uso de la tierra	Costo animal	Fuente	Velocidad humana (km/h)		Fuente
			BA	CyM	
<i>Bosque nativo</i>	1	Gurrutxaga et al. 2011	3	3	De Angelo et al. 2011
<i>Plantación forestal</i>	5	Gurrutxaga et al. 2011	8	8	De Angelo et al. 2011
<i>Uso mixto*</i>	20	Gurrutxaga et al. 2011 adaptado	15	15	De Angelo et al. 2011
<i>Plantación de arbustos</i>	20	Gurrutxaga et al. 2011 adaptado	15	15	De Angelo et al. 2011
<i>Humedal</i>	50	Adriaensen et al. 2003 adaptado	1	1	De Angelo et al. 2011
<i>Cuerpo de agua natural</i>	100	Gurrutxaga et al. 2011	15	15	De Angelo et al. 2011

Tabla Apéndice 2. 3. Cont. “Costo animal” (izquierda) muestra los valores de costo relativo de un mamífero mediano/grande genérico del Bosque Atlántico de transitar por los distintos usos de la tierra usados para calcular las variables de “distancia” y del Índice de Permeabilidad del Ambiente. Los valores de costo tienen como referencia el bosque nativo que tiene un valor de 1. “Velocidad humana” (derecha) muestra la velocidad promedio estimada de un humano cuando transita los distintos usos de la tierra. Los valores de velocidad fueron usados para estimar la variable “costo de acceso” en las dos áreas de estudio (BA=Bosque Atlántico, CyM= Campos y Malezales y Esteros del Iberá).

Uso de la tierra	Costo animal	Fuente	Velocidad humana (km/h)		Fuente
			BA	BA	
<i>Cuerpo de agua artificial</i>	100	Gurrutxaga et al. 2011	20	15	De Angelo et al. 2011
<i>Pastizal</i>	50	Adriaensen et al. 2003 adaptado	13	13	De Angelo et al. 2011
<i>Cultivo de herbáceas</i>	50	Gurrutxaga et al. 2011 adaptado	12	15	De Angelo et al. 2011
<i>Áreas naturales desnudas</i>	50	Gurrutxaga et al. 2011 adaptado	12	15	De Angelo et al. 2011
<i>Áreas urbanas e infraestructura</i>	200	Adriaensen et al. 2003	40	40	De Angelo et al. 2011
<i>Autopista</i>	200	Adriaensen et al. 2003	100	100	
<i>Rutas principal (RN)</i>	200	Adriaensen et al. 2003	80	80	De Angelo et al. 2011
<i>Ruta secundaria (RP)</i>	200	Adriaensen et al. 2003	60	60	De Angelo et al. 2011
<i>Caminos/ruta de tierra</i>	Sin costo adicional		40	40	
<i>Calles internas y sendas peatonales</i>	Sin costo adicional		20	20	
<i>Ríos navegables</i>	Sin costo adicional		30	30	Nelson 2008 adaptado
<i>Ríos intermedios</i>	Sin costo adicional		-	10	
<i>Ríos no-navegables</i>	Sin costo adicional		8	8	Nelson 2008 adaptado
<i>Áreas protegidas</i>	Sin costo adicional		Reduce velocidad al 50%	Reduce velocidad en un 75%	
<i>Campos privados con alto nivel de seguridad</i>	Sin costo adicional		-	Reduce velocidad en un 75%	
<i>Campos privados con tranquera y presencia de operarios constante</i>	Sin costo adicional		-	Reduce velocidad en un 66%	
<i>Campos privados con tranquera</i>	Sin costo adicional		-	Reduce velocidad en un 50%	
Barreras					
<i>Límite internacional</i>	Sin costo adicional		1	1	Nelson 2008 adaptado
<u>Límites de áreas protegidas:</u>					
<i>Pública de protección estricta</i>	Sin costo adicional		1	1	Nelson 2008 adaptado
<i>Privada de protección estricta</i>	Sin costo adicional		2	2	Nelson 2008 adaptado
<i>Pública con uso sustentable</i>	Sin costo adicional		4	4	Nelson 2008 adaptado
<i>Privada con uso sustentable</i>	Sin costo adicional		4	4	Nelson 2008 adaptado

*Uso mixto: píxeles (30x30m) que tienen más de un uso de la tierra (mayormente chacras de pequeños productores que tienen bosque nativo y diferentes tipos de cultivos de pequeña escala)

Tabla Apéndice 2. 4. Ranking de los modelos (con un valor de $\Delta AICc \leq 2$) que explican la riqueza de mamíferos por estación del Bosque Atlántico del norte de Misiones. En la lista se muestran también los modelos completos que incluyeron todas las variantes de la variable “% de bosque”. Los modelos fueron ordenados según el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). Todos los modelos incluyen el esfuerzo de muestreo de cada cámara-trampa (días) como término offset. El modelo en negrita es el modelo que todas sus variables tuvieron un efecto importante (su IC del 95% no incluyó el cero).

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w	#parámetros
1. Ambiente + Distancia	0.37	0	0.261	4
2. Ambiente + Distancia + Costo de Acceso*	0.38	0.4	0.214	5
3. Ambiente + Distancia + Vegetación*	0.37	0.95	0.162	5
4. Ambiente + Distancia + % Bosque (500m)*	0.37	1.45	0.127	5
5. Ambiente + Distancia + Costo de Acceso + Vegetación	0.38	1.86	0.103	6
6a. Modelo Completo (% Bosque a 500m)	0.38	3.13	0.047	7
6a. Modelo Completo (% Bosque a 200m)	0.38	3.46	0.046	7
6b. Modelo Completo (% Bosque a 2000m)	0.38	3.5	0.045	7
6c. Modelo Completo (% Bosque a 1000m)	0.38	3.95	0.036	7
7. Nulo	0	114.33	0	1

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc. El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

* Modelos que tienen una “variable no informativa” y fueron excluidos de la selección

Tabla Apéndice 2. 5. Criterio de Información de Akaike (AIC) estimado para los modelos completos con las distintas variantes de la variable “% de Bosque” a distintos radios que explican los cambios en la composición de especies de mamíferos del Bosque Atlántico estimados comparando todas las estaciones entre sí (181) usando los valores de C_{qN} . Para poner a prueba el efecto de las variables explicatorias mediante el PERMANOVA de una vía, seleccioné los modelos que tuvieron el menor valor de AIC.

Modelos	AIC
q₀ = índice de Sørensen's	
Modelo completo (% Bosque 1000m)	-279.7
Modelo completo (% Bosque 2000m)	-279.4
Modelo completo (% Bosque 500m)	-279.1
Modelo completo (% Bosque 200m)	-278.5
q₁ = índice de Horn	
Modelo completo (% Bosque 1000m)	-202.1
Modelo completo (% Bosque 2000m)	-201.9
Modelo completo (% Bosque 500m)	-201.6
Modelo completo (% Bosque 200m)	-201.5
q₂ = índice de Morisita-Horn	
Modelo completo (% Bosque 1000m)	-168.1
Modelo completo (% Bosque 2000m)	-167.9
Modelo completo (% Bosque 500m)	-167.7
Modelo completo (% Bosque 200m)	-167.2

Tabla Apéndice 3. 1. Para describir la estructura de la vegetación de los remanentes de bosque nativo del Bosque Atlántico del norte de Misiones, resumí las distintas medidas realizadas alrededor de cada estación en un Análisis de Componentes Principales (PCA) y usé el eje principal (con autovalor = 3.02 y % de varianza explicada = 33.6) como variable de "vegetación". En la tabla se muestran las distintas medidas de vegetación realizadas con los valores de correlación con el eje principal (PC1).

Medidas de vegetación	Correlación con PC1
Densidad de árboles (árboles/ha)	0.46
Área Basal por ha	0.45
Numero de <i>Euterpe edulis</i> en 2500m ² alrededor de la cámara	0.31
<u>Abundancias relativas*</u>	
Babúes	-0.53
<i>Piper sp.</i>	0.78
<i>Sorocea bonplandii</i>	0.77
Helechos	0.36
Lianas	0.78
Graminoides	-0.52

* Las abundancias fueron estimadas utilizando una escala relativa con valores de 0 (ausencia) a 3 (máxima abundancia posible para la especie o forma vegetal).

Tabla Apéndice 3. 2. Modelos univariados para la elección de la mejor variable que represente el aislamiento "local" y a la fuente y ranking de los modelos que representen el aislamiento y la configuración del paisaje y que expliquen la variación en la riqueza y composición de especies de mamíferos en los fragmentos con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en el Criterio de Información de Akaike con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo (AICc weight= w). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos finales de aislamiento y configuración (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo). Continua siguiente página.

Modelo	$\Delta AICc$	w
<u>Elección de variable para medir el aislamiento "local"</u>		
<i>Riqueza</i>		
Desconexión cercanos	0	0.545
Dist. Cercano	0.36	0.455
<i>Composición</i>		
Desconexión cercanos	0	0.504
Dist. Cercano	0.03	0.496
<u>Elección de variable para medir aislamiento al "continente"</u>		
<i>Riqueza</i>		
Dist \geq 10000ha	0	0.417
Dist al Bloque	0.54	0.317
Dist \geq 1000ha	0.9	0.266
<i>Composición</i>		
Dist \geq 1000ha	0	0.451
Dist al Bloque	0.64	0.327
Dist \geq 10000ha	1.42	0.222

Tabla Apéndice 3. 3. Cont. Modelos univariados para la elección de la mejor variable que represente el aislamiento “local” y a la fuente y ranking de los modelos que representen el aislamiento y la configuración del paisaje y que expliquen la variación en la riqueza y composición de especies de mamíferos en los fragmentos con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en el Criterio de Información de Akaike con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo ($AICc \text{ weight} = w$). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos finales de aislamiento y configuración (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo). Continúa siguiente página.

Modelo	$\Delta AICc$	w
<u>Modelos de aislamiento</u>		
<i>Riqueza</i>		
Dist \geq 10000ha	0	0.508
Desconexión cercanos	1.15	0.285
Dist \geq 10000ha + desconexión cercanos	1.8	0.207
<i>Composición</i>		
Dist \geq 1000ha	0	0.586
Desconexión cercanos	1.42	0.287
Dist \geq 1000ha + desconexión cercanos	3.06	0.127
<u>Modelos de configuración</u>		
<i>Riqueza</i>		
Nulo	0	0.298
Dist \geq 10000ha	1.1	0.177
logÁrea	2.2	0.1
Desconexión cercanos	2.2	0.083
Dist Borde	2.5	0.072
Dist \geq 10000ha + desconexión cercanos	2.9	0.049
logÁrea + desconexión cercanos	3.5	0.044
Dist \geq 10000ha + Dist Borde	3.9	0.029
Dist \geq 10000ha + logÁrea	3.9	0.027
Desconexión cercanos + Dist Borde	4.7	0.019
Dist \geq 10000ha + desconexión cercanos + Dist. Borde	5.5	0.016
Desconexión cercanos + Dist \geq 10000ha + logÁrea	5.6	0.298
<i>Composición</i>		
Dist Borde	0	0.351
Dist Borde + Dist \geq 1000ha	2.14	0.12
Dist Borde + desconexión cercanos	2.71	0.091
Nulo	3.52	0.06
logÁrea	4.44	0.038
Dist \geq 1000ha	4.88	0.031
Dist Borde + Dist \geq 1000ha + desconexión cercanos	5.14	0.027
logÁrea + desconexión cercanos	5.67	0.021
Desconexión cercanos	6.3	0.015

Tabla Apéndice 3. 4. Cont. Modelos univariados para la elección de la mejor variable que represente el aislamiento “local” y a la fuente y ranking de los modelos que representen el aislamiento y la configuración del paisaje y que expliquen la variación en la riqueza y composición de especies de mamíferos en los fragmentos con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en el Criterio de Información de Akaike con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo ($AICc\ weight = w$). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos finales de aislamiento y configuración (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo).

Modelo	$\Delta AICc$	w
Dist \geq 1000ha + logÁrea	6.33	0.015
Dist \geq 1000ha + desconexión cercanos	7.94	0.007
Dist \geq 1000ha + desconexión cercanos + logÁrea	8.03	0.006

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc.

Tabla Apéndice 3. 5. Modelos univariados para la elección del mejor radio de la variable “% de bosque” que explique la variación en la riqueza y composición de especies de mamíferos en los fragmentos con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo ($AICc\ weight = w$).

Modelo	$\Delta AICc$	w
Riqueza		
% Bosque 2km	0	0.25
% Bosque 500m	0.28	0.217
% Bosque 1km	0.8	0.168
Composición		
% Bosque 500m	0	0.576
% Bosque 1km	1.12	0.329
% Bosque 2km	8.5	0.008

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc.

Tabla Apéndice 3. 6. Ranking de los modelos finales que combinan las variables que mejor representan la configuración y la cantidad de hábitat y que explican la riqueza y composición de especies de mamíferos en los fragmentos de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico. Los modelos fueron ordenados con el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo).

Modelos finales	$\Delta AICc$	w
Riqueza		
Nulo	0	
% Bosque 2km	1.77	
Composición		
% Bosque 500m	0	0.648
% Bosque 500m + Dist. Borde	2.64	0.173
Dist. Borde	2.93	0.149
Nulo	6.16	0.03

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc.

Tabla Apéndice 3. 7. Modelos univariados para la elección de la mejor variable que represente el largo de los corredores y que explique la variación en la riqueza y composición de especies de mamíferos con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo (AICc weight= w).

Modelo	$\Delta AICc$	w
Riqueza		
Dist \geq 10000ha	0	0.563
Dist \geq 1000ha	1.1	0.325
Dist al Bloque	3.5	0.098
Dist cercano	7.36	0.014
Composición		
Dist \geq 1000ha	0	0.265
Dist al Bloque	0.04	0.26
Dist cercano	0.21	0.238
Dist \geq 10000ha	0.22	0.237

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc.

Tabla Apéndice 3. 8. Ranking de los modelos finales que explican la riqueza y composición de especies de mamíferos en corredores con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Los modelos fueron ordenados con el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo).

Modelos finales	$\Delta AICc$	w
Riqueza		
Dist \geq 10000ha	0	0.743
Ancho + Dist \geq 10000ha	2.37	0.227
Nulo	6.94	0.023
Ancho	9.23	0.007
Composición		
Ancho	0	0.48
Nulo	1.37	0.241
Ancho + Dist \geq 1000ha	1.72	0.203
Dist \geq 1000ha	3.68	0.076

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc.

Tabla Apéndice 3. 9. Modelos univariados para la elección de la mejor variable que represente la permeabilidad del ambiente y ranking de los modelos que representen las presiones antrópicas y la calidad del ambiente y que expliquen la variación en la riqueza y composición de especies de mamíferos en los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo ($AICc \text{ weight} = w$). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos finales de calidad del ambiente (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo) que todas sus variables fueron significativas (el IC del 95% no incluye el cero). Continúa siguiente página.

Modelo	$\Delta AICc$	w
<u>Elección de variable para medir la permeabilidad del ambiente</u>		
<i>Riqueza</i>		
% Bosque	0	0.936
log IPAb	5.38	0.064
<i>Composición</i>		
log IPAb	0	0.942
% Bosque	5.58	0.058
<u>Modelos presiones antrópicas</u>		
<i>Riqueza</i>		
Costo de Acceso + Vegetación	0	0.477
Costo de Acceso	0.55	0.362
Vegetación	2.17	0.161
<i>Composición</i>		
Vegetación	0	0.436
Costo de Acceso	0.73	0.304
Costo de Acceso + Vegetación	1.04	0.26
<u>Modelos finales calidad del ambiente</u>		
<i>Riqueza</i>		
Costo de Acceso + Vegetación + %Bosque	0	0.689
Vegetación + %Bosque	3.41	0.125
Costo de Acceso + %Bosque	4.04	0.092
%Bosque	5.23	0.05
Costo de Acceso + Vegetación	7.01	0.021
Costo de Acceso	7.56	0.016
Vegetación	9.18	0.007
<i>Composición</i>		
log IPAb	0	0.466
log IPAb + Vegetación*	1.27	0.247
log IPAb + Costo de Acceso*	2.02	0.17
log IPAb + Costo de Acceso + Vegetación	3.5	0.081
Vegetación	6.74	0.016

Tabla Apéndice 3. 10. Cont. Modelos univariados para la elección de la mejor variable que represente la permeabilidad del ambiente y ranking de los modelos que representen las presiones antrópicas y la calidad del ambiente y que expliquen la variación en la riqueza y composición de especies de mamíferos en los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos finales de calidad del ambiente (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo) que todas sus variables fueron significativas (el IC del 95% no incluye el cero).

Modelo	$\Delta AICc$	w
Costo de Acceso	7.47	0.011
Costo de Acceso + Vegetación	7.78	0.01

*IPAb: Índice de Permeabilidad de del Ambiente para cada estación b estimado como $IPAb = \sum(VPs * As) / Ab$ (VPs = Valor de Permeabilidad del uso de la tierra s; As = área ocupada por el uso de la tierra s; Ab = área total de un buffer de 500m de radio alrededor de la estación b; b = estación de muestreo; s = uso de la tierra)*

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc

* Modelos que tienen una "variable no informativa" y fueron excluidos de la selección.

Tabla Apéndice 3. 11. Modelos univariados para la elección de la mejor variable que represente la distancia a la fuente (aislamiento) y ranking de los modelos que representen la configuración del paisaje y que expliquen la variación en la riqueza y composición de mamíferos en los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo (AICc weight= w). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos finales de configuración (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo) que todas sus variables fueron significativas (el IC del 95% no incluye el cero).

Modelo	$\Delta AICc$	w
<u>Elección de variable para medir asilamiento al "continente"</u>		
<i>Riqueza</i>		
Dist \geq 10000ha	0	0.656
Dist \geq 1000ha	2.05	0.235
Dist al Bloque	3.6	0.108
<i>Composición</i>		
Dist \geq 10000ha	0	0.359
Dist \geq 1000ha	0.1	0.341
Dist al Bloque	0.37	0.299
<u>Modelos finales de configuración</u>		
<i>Riqueza</i>		
Dist \geq 10000ha	0	0.619
Dist \geq 10000ha + Fragmento*	1.35	0.316
Fragmento	4.49	0.066
<i>Composición</i>		
Fragmento	0	0.41
Dist \geq 1000ha	0.04	0.401
Dist \geq 1000ha + Fragmento	1.55	0.189

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc

* Modelos que tienen una "variable no informativa" y fueron excluidos de la selección

Tabla Apéndice 3. 12. Ranking de los mejores modelos ($\Delta AICc < 2$) que explican la riqueza y todos los modelos finales que explican las diferencias en la composición de especies de mamíferos en los remanentes de bosque con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico. Los modelos fueron ordenados con el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). Para cada modelo se informa la variación en el AICc con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo (AICc weight= w). Los modelos en negrita corresponden a los mejores modelos finales de configuración (su $\Delta AICc < 2$ y fue mejor que el modelo nulo) que todas sus variables fueron significativas (el IC del 95% no incluye el cero).

Modelos finales	$\Delta AICc$	w
Riqueza		
% Bosque + Costo de Acceso + Vegetación	0	0.23
% Bosque + Costo de Acceso + Vegetación + Dist \geq 10000ha*	1.07	0.135
Dist \geq 10000ha	1.45	0.111
Dist \geq 10000ha + Vegetación	1.71	0.098
Nulo	8.48	0.003
Composición		
log IPAb	0	0.528
log IPAb + Dist \geq 10000ha *	1.83	0.212
log IPAb + Fragmento *	2.28	0.169
log IPAb + Dist \geq 10000ha + Fragmento	4.26	0.063
Nulo	7.17	0.015
Fragmento	9.01	0.006
Dist \geq 1000ha	9.05	0.006
Dist \geq 1000ha + Fragmento	10.56	0.003

IPAb: Índice de Permeabilidad del Ambiente para cada estación b estimado como $IPAb = \sum(VPs * As) / Ab$ (VPs = Valor de Permeabilidad del uso de la tierra s; As = área ocupada por el uso de la tierra s; Ab = área total de un buffer de 500m de radio alrededor de la estación b; b = estación de muestreo; s = uso de la tierra)

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc

* Modelos que tienen una “variable no informativa” y fueron excluidos de la selección

Tabla Apéndice 3. 13. Efecto de la variable “Fragmento” (que discrimina los fragmentos los remanentes de bosque entre los que fueron clasificados como “fragmentos” -que tienen un área núcleo- y los denominados “corredores” -que están compuestos 100% por borde) en la riqueza por estación (por día) de mamíferos de los remanentes de bosque del Bosque Atlántico. Se informan los parámetros, el error estándar y los intervalos de confianza del 95% del modelo lineal general mejor.

Variable	Parámetro	Error Estándar	Intervalo de confianza del 95%	
			IC inferior	IC superior
Intercepto	-2.320	0.083	-2.495	-2.166
Fragmento	0.246	0.113	0.024	0.470

El $\Delta AICc$ del modelo con respecto al modelo nulo fue de 2.54.

Tabla Apéndice 3. 14. Número de especies observado total y por estación del bosque continuo y de los dos fragmentos de más de 10.000 relevados en el Bosque Atlántico del norte de Misiones (el fragmento n°2 corresponde a Sierra Morena y el fragmento n° 3 corresponde al Corredor Urugua-í – Forester). Con curvas de rarefacción basadas en la cobertura de la muestra (SC) (Chao et al., 2014) estimé los valores de riqueza de especies en los fragmentos y los comparé con el del bosque continuo usando el intervalo de confianza (IC) del 95% al mismo valor de cobertura (el mínimo de los 3).

	Nro. de estaciones	Spp por estación	Spp. Total	SC	Spp. Estimadas (SC=0.85)	Intervalo de confianza del 95%	
						IC inferior	IC superior
Bosque continuo	53	7.92 (2.5)	30	0.991	16.97	15.842	18.099
Fragmento n°2	3	7 (1)	15	0.66	20.2	12.807	27.786
Fragmento n°3	6	7.5 (2.58)	17	0.905	16	13.454	18.546

Tabla Apéndice 4. 1. Para describir la estructura y composición de la vegetación de las estaciones de muestreo ubicadas en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá, resumí todas las mediciones realizadas en cada estación con un Análisis de Componentes Principales (PCA) y utilicé los dos primeros ejes (con autovalores = 3.21 y 1.78 respectivamente; % de varianza explicada = 26.72 y 14.87 respectivamente) como las variables “vegetación1” y “vegetación2”. La tabla muestra las mediciones de vegetación realizadas en cada estación utilizadas en el análisis con el valor de correlación con los dos primeros ejes del PCA. La cobertura vegetal y las abundancias relativas corresponden al promedio del número de toques de la vegetación de las mediciones realizadas en 12 puntos distanciados a 5, 10 y 15m de cada cámara-trampa.

Variables	Correlación con PC1	Correlación con PC2
Densidad de árboles (árboles/ha)	0.648	-0.265
Cobertura vegetal:*		
0-1m	-0.638	0.485
1-1.5m	0.05	0.713
1.5-2m	0.616	0.422
2-4m	0.796	0.323
Abundancias relativas**		
Arbustos	-0.325	0.364
Gramíneas rastreras	0.189	0.159
Helechos	-0.064	0.428
Pastos	-0.384	-0.179
Árboles	0.879	0.136
Lianas y enredaderas	0.33	0.221
Herbáceas en forma de mata de ambientes húmedos	-0.437	0.495

* La cobertura vegetal fue medida como el número de veces que la vegetación interceptó distintas secciones de 0,5 m cada una a distintas alturas de una varilla vertical (método de intercepción puntual).

** Las abundancias relativas fueron medidas como el número de veces que cada forma de vida interceptó una varilla vertical de 4 m de altura.

Tabla Apéndice 4. 2. Modelos univariados para la elección del radio que represente el porcentaje de bosque y de humedal y la heterogeneidad alrededor de cada estación y de la variante de la variable costo de acceso que mejor expliquen la variación en la riqueza de mamíferos en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Para cada modelo se informa la proporción de la varianza explicada ($R^2 = 1 - \text{devianza residual del modelo} / \text{devianza nula}$), la variación en el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo (ΔAICc) y el peso del modelo ($\text{AICc weight} = w$).

Modelo	R²	ΔAICc	w
<u>Elección del radio para % de bosque</u>			
% Bosque 200m	0.14	0	0.999
% Bosque 500m	0.09	13.08	0.001
% Bosque 1km	0.06	20.39	0
% Bosque 2km	0.06	22.32	0
<u>Elección del radio para % de humedal</u>			
% Humedal 2km	0.05	0	0.389
% Humedal 1km	0.05	0.39	0.321
% Humedal 500m	0.05	1.57	0.178
% Humedal 200m	0.04	2.5	0.112
<u>Elección del radio para la heterogeneidad</u>			
Heterogeneidad 200m	0.13	0	0.999
Heterogeneidad 500m	0.08	13.76	0.001
Heterogeneidad 1km	0.05	20.97	0
Heterogeneidad 2km	0.04	23.35	0
<u>Elección de la variante de Costo de Acceso</u>			
Costo de Acceso desde ciudades	0.05	0	0.687
Costo de Acceso desde parajes y ciudades	0.04	1.57	0.313

ΔAICc y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc

Tabla Apéndice 4. 3. Criterio de Información de Akaike (AIC) estimado para los modelos univariados con las distintas variantes de las variables “% de Bosque”, “% de Humedal”, “% de Pastizal”, “% de Plantación” y “Heterogeneidad” a distintos radios y las variantes de la variable “Costo de Acceso” que explican los cambios en la composición de especies de mamíferos de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá estimados comparando todas las estaciones entre sí (227) usando los valores de C_{qN} . Para poner a prueba el efecto de las variables explicatorias mediante el PERMANOVA de una vía, utilicé las variantes que estuvieron en los modelos que tuvieron el menor valor de AIC.

Modelos	AIC		
	$q_0 = \text{índice de Sørensen}$	$q_1 = \text{índice de Horn}$	$q_2 = \text{índice de Morisita-Horn}$
<u>Elección del radio para % de bosque</u>			
% Bosque 200m	-329.58	-314.56	-287.03
% Bosque 500m	-325.58	-310.37	-283.35
% Bosque 1km	-320.3	-305.39	-279.38
% Bosque 2km	-316.23	-301.36	-276.06
<u>Elección del radio para % de humedal</u>			
% Humedal 200m	-313.78	-298.48	-273.86
% Humedal 500m	-314.31	-298.9	-274.03
% Humedal 1km	-314.94	-299.48	-274.51
% Humedal 2km	-314.76	-299.49	-274.58
<u>Elección del radio para % de pastizal</u>			
% Pastizal 200m	-320.01	-304.11	-277.91
% Pastizal 500m	-318.24	-301.94	-276.07
% Pastizal 1km	-317.62	-301.17	-275.48
% Pastizal 2km	-318.53	-302.76	-277.11
<u>Elección del radio para % de plantación</u>			
% Plantación 200m	-310.53	-295.82	-271.71
% Plantación 500m	-311.02	-296.08	-271.74
% Plantación 1km	-312.15	-296.69	-272.05
% Plantación 2km	-313.45	-297.6	-272.69
<u>Elección del radio para la heterogeneidad</u>			
Heterogeneidad 200m	-316.17	-301.21	-276.24
Heterogeneidad 500m	-312.84	-298.67	-274.21
Heterogeneidad 1km	-311.58	-296.46	-272.01
Heterogeneidad 2km	-309.16	-295.13	-270.11
<u>Elección de la variante de Costo de Acceso</u>			
Costo de Acceso desde ciudades	-314.31	-296.65	-271.26
Costo de Acceso desde parajes y ciudades	-313.78	-295.15	-270.49

Tabla Apéndice 4. 4. Ranking de los modelos (con un valor de $\Delta AICc \leq 2$) que explican la riqueza de mamíferos por estación de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Los modelos fueron ordenados según el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). Todos los modelos incluyen el esfuerzo de muestreo de cada cámara-trampa (días) como término offset.

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w	#parámetros
1. Bloque + Vegetación2 + %Bosque (200m) + %Humedal (2km) + Heterogeneidad (200m)	0.26	0	0.128	8
2. Bloque + Vegetación2 + %Bosque (200m) + Heterogeneidad (200m) + Costo de Acceso	0.26	0.509	0.128	8
3. Bloque + Vegetación2 + %Bosque (200m) + %Humedal (2km) + Heterogeneidad (200m) + Costo de Acceso*	0.27	0.511	0.099	9
4. Bloque + Vegetación2 + Heterogeneidad (200m) + Costo de Acceso + Ambiente	0.26	1.695	0.099	9
5. Bloque + Vegetación2 + %Bosque (200m) + Heterogeneidad (200m)	0.24	1.903	0.055	7
6. Nulo	0	50.671	0	1

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc. El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

* Modelos que tienen una "variable no informativa" y fueron excluidos de la selección.

Tabla Apéndice 4. 5. Comparación del ensamble de mamíferos entre las estaciones de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá (N=227) distribuidas en cuatro sub-áreas (bloques A-D) utilizando un PERMANOVA de una vía con el índice de Bray Curtis. Se muestra el resultado de los contrastes entre bloques que se utilizó para discriminar los ensambles de mamíferos según su composición en el área de estudio. Se aplicó la corrección de Bonferroni para la estimación del valor de p. En negrita se muestran los contrastes que tuvieron ensambles significativamente distintos ($p < 0.05$).

Contrastes	R ²	F _{pseudo}	p valor
A vs D	0.043	4.359	0.006
A vs C	0.068	10.818	0.006
A vs B	0.051	4.375	0.024
D vs C	0.028	4.163	0.006
D vs B	0.029	2.293	0.112
B vs C	0.046	6.262	0.012

Tabla Apéndice 5. 1. Para describir la estructura de la vegetación nativa en las plantaciones forestales del Bosque Atlántico, resumí las distintas medidas realizadas alrededor de cada estación en un Análisis de Componentes Principales (PCA) y usé el eje principal (con autovalor = 2.29 y % de varianza explicada= 32.83) como variable de “vegetación”. En la tabla se muestran las distintas medidas de vegetación realizadas con los valores de correlación con el eje principal (PC1). Las abundancias relativas corresponden al promedio de las mediciones realizadas en 4 puntos distanciados a 10m de cada cámara-trampa.

Medidas de vegetación	Correlación con PC1
Numero de <i>Syagrus rommanzoffiana</i> en 2500m ² alrededor de la cámara	0.15
Abundancias relativas*	
Babúes	0.13
<i>Piper sp.</i>	0.56
<i>Sorocea bonplandii</i>	0.26
Helechos	0.48
Lianas	0.39
Pasto	-0.43

* Las abundancias fueron estimadas utilizando una escala relativa con valores de 0 (ausencia) a 3 (máxima abundancia posible para la especie o forma vegetal).

Tabla Apéndice 5. 2. Para describir la estructura y composición de la vegetación nativa de las plantaciones forestales de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá, resumí todas las mediciones realizadas en cada estación con un Análisis de Componentes Principales (PCA) y utilicé los dos primeros ejes (con autovalores = 1.95 y 1.07 respectivamente; % de varianza explicada= 39.06 y 21.48 respectivamente) como las variables “vegetación1” y “vegetación2”. La tabla muestra las mediciones de vegetación realizadas en cada estación utilizadas en el análisis con el valor de correlación con los dos primeros ejes del PCA. La cobertura vegetal y las abundancias relativas corresponden al promedio del número de toques de la vegetación de las mediciones realizadas en 12 puntos distanciados a 5, 10 y 15m de cada cámara-trampa.

Variables	Correlación con PC1	Correlación con PC2
Cobertura vegetal:*		
0-1m	0.701	0.108
Abundancias relativas**		
Plantas leñosas (árboles y arbustos)	-0.097	0.632
Helechos	-0.069	0.344
Herbáceas en forma de mata de zonas altas	0.701	-0.039
Pastos + otras herbáceas	0.052	0.684

* La cobertura vegetal fue medida como el número de veces que la vegetación interceptó a distintas alturas de una varilla vertical (método de intercepción puntual).

** Las abundancias relativas fueron medidas como el número de veces que cada forma de vida interceptó una varilla vertical de 4 m de altura.

Tabla Apéndice 5. 3. Modelos univariados para la elección de la/s mejor/es variable/s que represente/n los efectos combinados de la carga ganadera y la densidad del rodal y para la elección de la mejor variante que represente el mejor radio de la variable “% de bosque” y que expliquen las diferencias en la composición de especies de mamíferos de las plantaciones forestales con respecto al bosque nativo de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Para cada modelo se informa la variación en Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo ($AICc$ weight= w).

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w
Ganado + Densidad	0.135	0	0.745
Silvopastoril	0.048	2.15	0.255
Bosque 2km	0.011	0	0.308
Bosque 1km	0.003	0.51	0.239
Bosque 200m	0.003	0.56	0.233
Bosque 500m	0.001	0.67	0.22

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de $AICc$. El valor de R^2 se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

Tabla Apéndice 5. 4. Modelos univariados para la elección de la/s mejor/es variable/s que represente/n los efectos combinados de la carga ganadera y la densidad del rodal y para la elección de la mejor variante que represente el mejor radio de la variable “% de pastizal” y que expliquen las diferencias en la composición de especies de mamíferos de las plantaciones forestales con respecto al pastizal de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Para cada modelo se informa la variación en Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo ($AICc$ weight= w).

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w
Silvopastoril	0.011	0	0.745
Ganado + Densidad	0.01	2.14	0.255
Pastizal 500m	0.008	0	0.292
Pastizal 200m	0.004	0.28	0.253
Pastizal 2km	0.002	0.42	0.236
Pastizal 1km	0.001	0.56	0.22

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de $AICc$. El valor de R^2 se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

Tabla Apéndice 5. 5. Modelos univariados para la elección de la mejor variante que represente el mejor radio de la variable “% de bosque” y que explique las diferencias en la composición de especies de mamíferos de las plantaciones forestales con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Para cada modelo se informa la variación en Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas con respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$) y el peso del modelo ($AICc \text{ weight} = w$).

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w
Bosque 200m	0.103	0	0.651
Bosque 2km	0.051	2.81	0.16
Bosque 500m	0.039	3.38	0.12
Bosque 1km	0.017	4.46	0.07

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de $AICc$. El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

Tabla Apéndice 5. 6. Comparación del ensamble de mamíferos entre estaciones de bosque nativo (N=54) distribuidas en cuatro sub-áreas (bloques A-D) de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá utilizando un PERMANOVA de una vía con el índice de Morisita-Horn. Se muestra el resultado de los contrastes entre bloques que se utilizó para discriminar los ensambles de mamíferos de bosque de referencia según su composición. Se aplicó la corrección de Bonferroni para la estimación del valor de p. En negrita se muestran los contrastes que tuvieron ensambles significativamente distintos ($p < 0.05$).

Contrastes	R ²	F _{pseudo}	p valor
A vs D	0.021	0.286	1
A vs C	0.158	7.347	0.006
A vs B	0.115	2.608	0.468
D vs C	0.064	2.066	0.414
D vs B	0.114	1.425	1
B vs C	0.157	6.898	0.006

Tabla Apéndice 5. 7. Comparación del ensamble de mamíferos entre estaciones de pastizal (N=87) distribuidas en cuatro sub-áreas (bloques A-D) de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá utilizando un PERMANOVA de una vía con el índice de Morisita-Horn. Se muestra el resultado de los contrastes entre bloques que se utilizó para discriminar los ensambles de mamíferos de pastizal de referencia según su composición. Se aplicó la corrección de Bonferroni para la estimación del valor de p. En negrita se muestran los contrastes que tuvieron ensambles significativamente distintos ($p < 0.05$).

Contrastes	R ²	F _{pseudo}	p valor
A vs C	0.203	13.282	0.006
A vs B	0.256	13.067	0.006
A vs D	0.189	7.245	0.006
B vs C	0.048	2.630	0.186
C vs D	0.059	2.835	0.054
B vs D	0.096	3.301	0.102

Tabla Apéndice 5. 8. Ranking de los modelos (con un valor de $\Delta AICc \leq 2$) que explican las diferencias en la composición de especies de mamíferos de las estaciones de las plantaciones forestales con respecto al bosque continuo del Bosque Atlántico, Misiones. Los modelos fueron ordenados según el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). El valor de z corresponde al índice de Moran (valores mayores a 2 implican autocorrelación espacial positiva o agrupamiento (Moran, 1950) que fue estimado para los mejores modelos seleccionados.

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w	#parámetros	valor de z
1. Costo de Acceso + Edad	0.379	0	0.16	3	-0.17
2. Costo de Acceso + Edad + Distancia*	0.403	0.63	0.117	4	
3. Costo de Acceso + Edad + Distancia + Densidad	0.425	1.49	0.076	5	0.12
4. Costo de Acceso + Edad + Densidad*	0.389	1.72	0.068	4	
5. Nulo	0	17.71	0	1	

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc. El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

* Modelos que tienen una “variable no informativa” y fueron excluidos de la selección.

Tabla Apéndice 5. 9. Comparación mediante el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc) del modelo que muestra la relación cuadrática entre el número de toques de la vegetación en una varilla vertical de 4m de altura (“Toques”) y la edad de las plantaciones de pino del Bosque Atlántico y el modelo nulo. El número de toques fue estimado como el promedio de las mediciones realizadas en 4 puntos distanciados a 10m de cada cámara-trampa. Para los dos modelos Para cada modelo se informa la variación en el AIC ($\Delta AICc$), el peso del modelo (AICc weight= w) y el valor de R².

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w
Toques ~ Edad + Edad ²	0.452	0	1
Toques ~ 1	0	24.28	0

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc. El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

Tabla Apéndice 5. 10. Ranking de los modelos (con un valor de $\Delta AICc \leq 2$) que explican las diferencias en la composición de especies de mamíferos de las estaciones de las plantaciones forestales con respecto al bosque nativo de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Los modelos fueron ordenados según el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). El valor de z corresponde al índice de Moran (valores mayores a 2 implican autocorrelación espacial positiva o agrupamiento (Moran, 1950) que fue estimado para los mejores modelos seleccionados.

Modelo	R ²	$\Delta AICc$	w	#parámetros	valor de z
Edad + Ganado	0.124	0	0.105	3	1.09
Edad + Ganado + Densidad + Densidad ²	0.175	0.38	0.087	5	0.87
Ganado	0.079	1.34	0.054	2	1.19
Edad + Ganado + Vegetación ² *	0.131	1.69	0.045	4	

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc. El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

* Modelos que tienen una “variable no informativa” y fueron excluidos de la selección.

Tabla Apéndice 5. 11. Ranking de los modelos (con un valor de $\Delta AICc \leq 2$) que explican las diferencias en la composición de especies de mamíferos de las estaciones de las plantaciones forestales con respecto al pastizal de los Campos y Malezales y Esteros del Iberá. Los modelos fueron ordenados según el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (AICc).

Modelo	R²	$\Delta AICc$	w
Nulo	0	0	0.236
Silvopastoril	0.011	1.45	0.115
% Pastizal 500m	0.008	1.55	0.109
Vegetación 1	0.008	1.61	0.106

$\Delta AICc$ y los pesos de AIC (w) fueron estimados a partir de los valores de AICc.

El valor de R² se estimó como 1- devianza residual / devianza nula.

9.2. Figuras de los apéndices



Figura Apéndice 1. 1. Fotos de los tres ambientes relevados en el Bosque Atlántico del norte de Misiones, Argentina: a) bosque continuo (Autor: Ezequiel Vanderhoeven); b) fragmentos de bosque inmersos en la matriz productiva; c) plantaciones de pino.



Figura Apéndice 1. 2. Fotos de los tres ambientes relevados en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá del norte de Corrientes y sur de Misiones, Argentina: a) bosque nativo (mogotes y bosques ribereños); b) pastizales (b.1. pastizal con alta carga ganadera, b.2. pastizal sin ganado); c) plantaciones de pino (c.1. plantación joven, c.2. plantación adulta., c.3. plantación plantada bajo sistema silvopastoril). Continúa siguiente hoja.



Figura Apéndice 1.2. (cont.) Fotos de los tres ambientes relevados en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá del norte de Corrientes y sur de Misiones, Argentina: a) bosque nativo (mogotes y bosques ribereños); b) pastizales (b.1. pastizal con alta carga ganadera, b.2. pastizal sin ganado); c) plantaciones de pino (c.1. plantación joven, c.2. plantación adulta., c.3. plantación plantada bajo sistema silvopastoril).

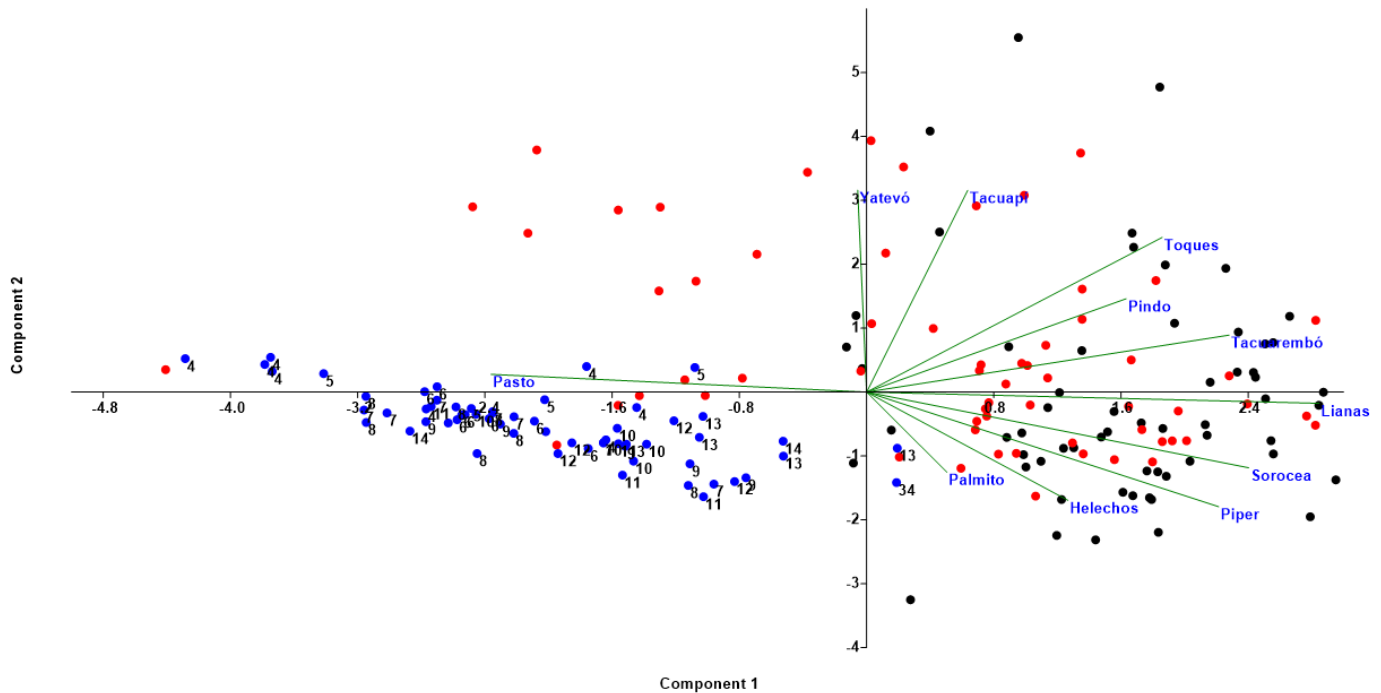


Figura Apéndice 2. 1. Bi-Plot del Análisis de Componentes Principales (PCA) realizado con las medidas de vegetación realizadas en las 184 estaciones de cámara instaladas en el norte de Misiones. Utilicé el primer eje (con autovalor = 3.53; % de varianza explicada = 32.17) como la variable “vegetación”. Los puntos negros corresponden al ordenamiento de las estaciones de bosque continuo, los puntos rojos a las estaciones ubicadas en fragmentos de bosque y los puntos azules a las ubicadas en las plantaciones forestales. Los números continuos a los puntos azules indican la edad del rodal. Los vectores muestran la correlación de las distintas variables de vegetación con los ejes principales. Para las mediciones de las abundancias relativas y de cobertura vegetal (“toques”) medida con el método de intercepción puntual (Mueller-dombois and Ellenberg, 1974) realicé el promedio de las mediciones realizadas en 4 puntos equidistantes distanciados a 10m de cada cámara-trampa.

X1= Variables, X2=Macro escala, X3= Micro escala

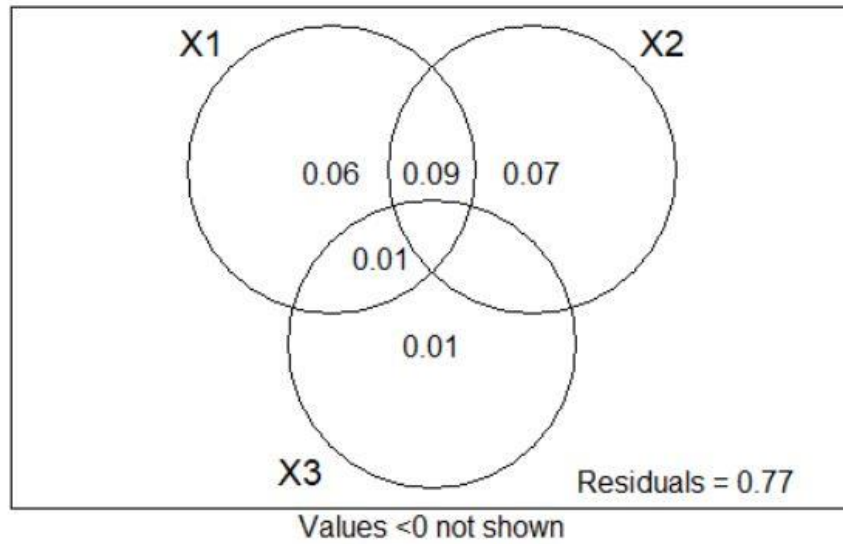


Figura Apéndice 2. 2. La proporción de la variación en la composición de especies de mamíferos explicada por las variables explicatorias (“Ambiente”, “Distancia”, “% de bosque”, “Vegetación” y “Costo de Acceso”) y la proporción explicada por el espacio a macro y micro escala en las estaciones ubicadas en el Bosque Atlántico, Misiones, representado con un diagrama de Euler. El análisis de la variación en la composición y su relación con las variables explicatorias y espaciales (autovectores MEM con autocorrelación espacial significativa) fue realizado mediante un análisis de redundancia (RDA). El valor que se encuentra fuera del área del diagrama de Euler representa el porcentaje de variación no explicada.



Figura Apéndice 3. 1. Fotos del sotobosque de los alrededores de donde fue colocada una cámara-trampa: a) dentro del bosque continuo (con especies de sotobosque típicas del bosque en buen estado de conservación y una alta densidad de árboles y área basal); b) dentro de un fragmento de bosque (con predominancia de bambúes y una menor densidad de árboles y área basal).

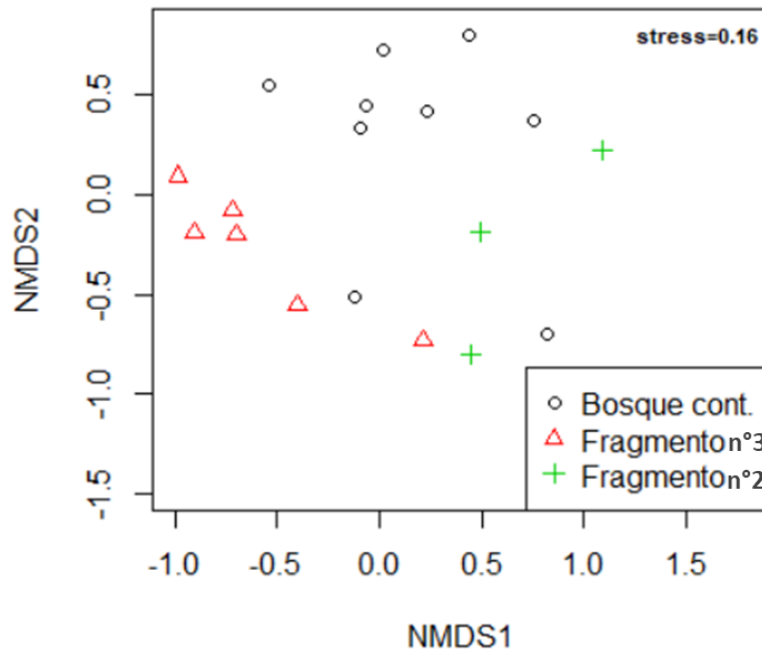


Figura Apéndice 3. 2. Bi-plot de un Non-metric multidimensional scaling (NMDS) en donde se usó el índice de Morisita-Horn para ver las diferencias en la composición de especies de mamíferos entre el bloque de bosque continuo y los dos grandes fragmentos de aproximadamente 10.000ha (el fragmento n°2 corresponde a Sierra Morena y el fragmento n° 3 corresponde al Corredor Urugua-í – Forester). Adicionalmente se realizó un PERMANOVA para ver las diferencias estadísticamente (pseudo $F=4,2$, $p=0.009$). Para analizar las diferencias se tomaron 9 estaciones del bosque continuo al azar y se repitió el análisis 5 veces, dando todos los resultados similares.

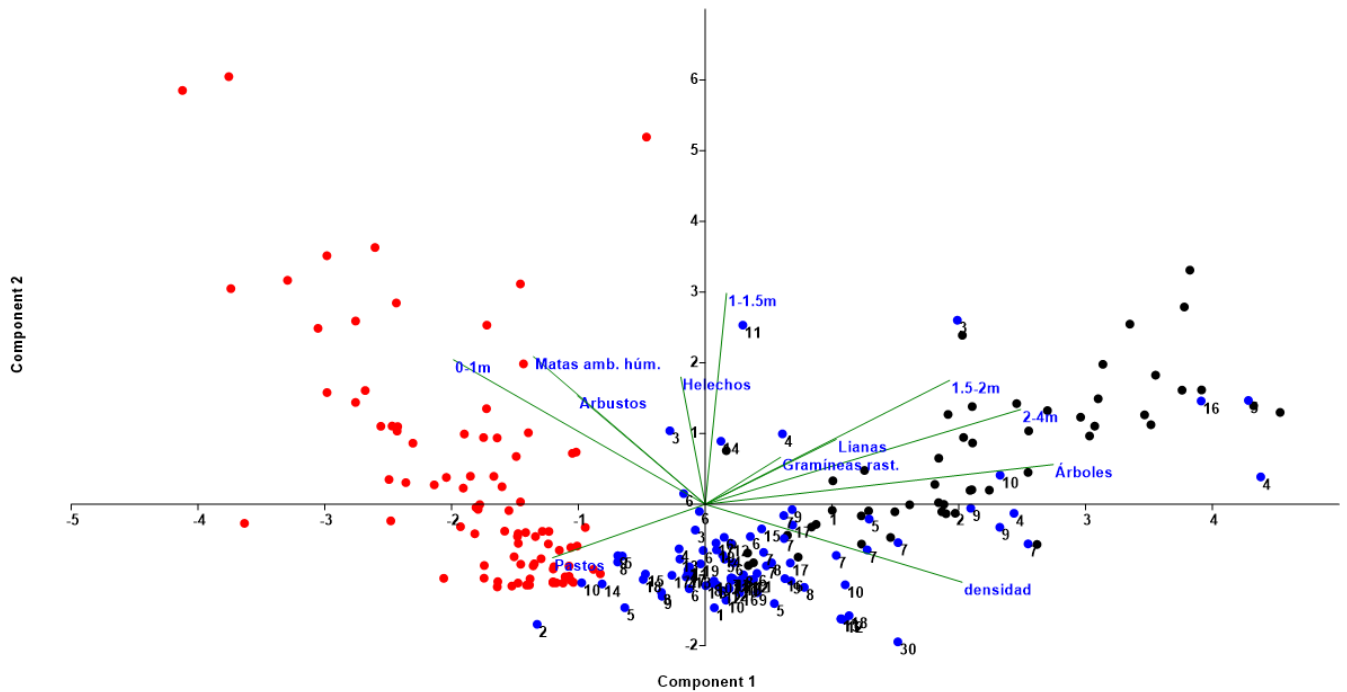


Figura Apéndice 4. 1. Bi-Plot del Análisis de Componentes Principales (PCA) realizado con las medidas de vegetación realizadas en las 234 estaciones de cámara instaladas en el sur de Misiones y norte de Corrientes. Utilicé los dos primeros ejes (con autovalores = 3.21 y 1.78 respectivamente; % de varianza explicada = 26.72 y 14.87 respectivamente) como las variables “vegetación1” y “vegetación2”. Los puntos negros corresponden al ordenamiento de las estaciones de bosque nativo, los puntos rojos a las estaciones ubicadas en pastizales y los puntos azules a las ubicadas en las plantaciones forestales. Los números continuos a los puntos azules indican la edad del rodal. Los vectores muestran la correlación de las distintas variables de vegetación con los ejes principales. Para las mediciones de las abundancias relativas y de cobertura vegetal a distintas alturas medidas con el método de intercepción puntual (Mueller-dombois and Ellenberg, 1974) realicé el promedio del número de toques de la vegetación de las mediciones realizadas en 12 puntos distanciados a 5, 10 y 15m de cada cámara-trampa

X1= Variables, X2=Macro escala, X3= Micro escala

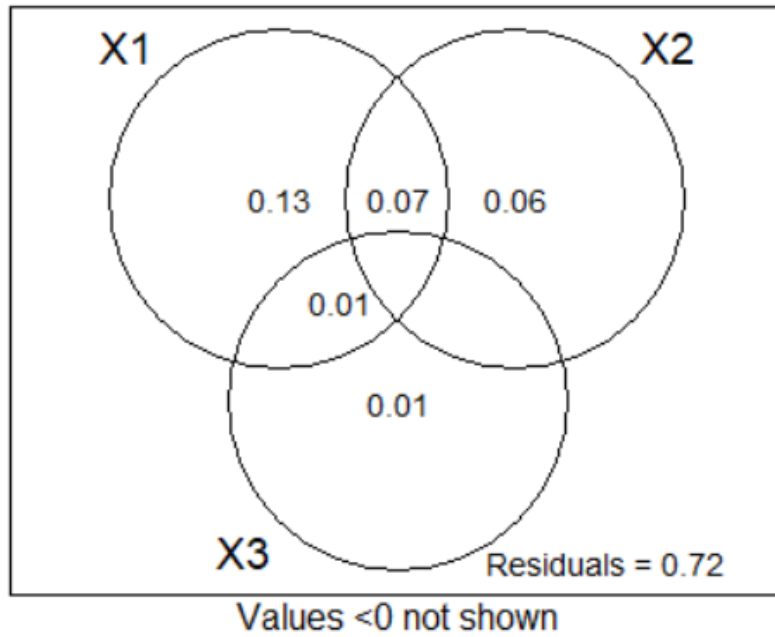


Figura Apéndice 4. 2. Proporción de la variación en la composición de especies de mamíferos explicada por las variables explicatorias significativas (“% de bosque 200m”, “vegetación 1”, “vegetación 2”, “Heterogeneidad 200m”, “% de humedal 2km”, “% de pastizal 200m” y “Costo de Acceso”) y proporción explicada por el espacio a macro y micro escala en las estaciones ubicadas en los Campos y Malezales y Esteros del Iberá representado con un diagrama de Euler. El análisis de la variación en la composición y su relación con las variables explicatorias y espaciales (autovectores MEM con autocorrelación espacial significativa) fue realizado mediante un análisis de redundancia (RDA). El valor que se encuentra fuera del área del diagrama de Euler representa el porcentaje de variación no explicada.