

Forestación en pastizales de Uruguay: Efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje

A. Brazeiro¹, A. Cravino¹, P. Fernández¹ y F. Haretche¹

(1) Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay.

*Autor de correspondencia: A. Brazeiro [brazeiro@fcien.edu.uy].

> Recibido el 02 de octubre de 2017 - Aceptado el 03 de abril de 2018

Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández, P., y Haretche, F. 2018. Forestación en pastizales de Uruguay: Efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje. *Ecosistemas* 27(3):48-59. Doi.: 10.7818/ECOS.1508

La expansión de la forestación (*Eucalyptus* spp, *Pinus* spp) en Uruguay reduce y fragmenta a su principal ecosistema, el pastizal. ¿Qué implica este proceso para la fauna, a escala de rodal y de paisaje? es la principal pregunta abordada en este trabajo. En cinco paisajes forestados (3 km de radio) entre 12.6 y 38.6% con *Eucalyptus*, analizamos los patrones de diversidad y abundancia de aves y mamíferos de mediano/gran porte. Los distintos ambientes naturales (bosques, pastizales, humedales) y antrópicos (forestación) de los paisajes fueron relevados entre 2015 y 2017 usando cámaras trampa (en promedio 11 por ambiente) para mamíferos y estaciones de conteo por punto (25 por ambiente) para aves. La sustitución de pastizales por forestación redujo a escala local (i.e., rodal) la riqueza y abundancia de especies de aves (68 y 90% respectivamente) y mamíferos (33 y 22% respectivamente). Los especialistas de ambientes abiertos fueron los más afectados, mientras que algunos especialistas de ambientes cerrados y generalistas usaron las plantaciones forestales. A pesar de los significativos efectos locales, la riqueza total de especies en el paisaje no decreció con el aumento de la forestación en el gradiente evaluado. Sin embargo, la riqueza de aves especialistas de ambientes abiertos en el paisaje decreció significativamente con la superficie forestada. Estos resultados sugieren que conservar la diversidad de mamíferos de mediano/gran porte y de aves generalistas y especialistas de bosques, podría ser viable en paisajes forestados que mantienen al menos un 60% de hábitats naturales. Sin embargo, una importante fracción de las aves especialistas de pastizal (37%) se podrían perder sino se toman medidas de conservación.

Palabras Clave: biodiversidad; conservación; cambio de uso del suelo; silvicultura; manejo forestal sustentable; especialista de hábitat.

Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández, P., y Haretche, F. 2018. Afforestation in Uruguayan grasslands: Effects on bird and mammal diversity at stand and landscape scales. *Ecosistemas* 27(3):48-59. Doi.: 10.7818/ECOS.1508

The expansion of afforestation (*Eucalyptus* spp and *Pinus* spp) in Uruguay reduces and fragments its main ecosystem, the grasslands. What are the consequences of this process for wildlife, at the stand and landscape scales? This is the main question addressed in this paper. In five forested (*Eucalyptus*) landscapes (3 km-radius), with afforestation percentages of 12.6 to 38.6%, we analyzed patterns of diversity and abundance of birds and mammals. The different natural (forests, grasslands, wetlands) and anthropic (forest plantations) environments of the landscapes were sampled (11/2015-03/2017) using trap cameras (mean: 11 per environment) for mammals and the point count method (≥ 25 points per environment) for birds. Grassland substitution by afforestation reduced locally (i.e., stand) the richness and abundance of bird species (68 and 90% respectively) and mammals (33 and 22% respectively). Open-habitat specialists were the most affected, while some close-habitat specialist or generalist species were detected within forest plantations. Despite the significant effects detected at the local level, the overall species richness at the landscape scale did not decrease with the increase of afforestation area in the assessed gradient. However, the richness of open-habitat birds decreased with afforestation area in the landscape. These results suggest that the conservation of medium/large mammals and generalist and forest birds could be feasible in forested landscapes that maintain at least 60% of natural habitats. But a significant fraction (37%) of grassland birds could be lost, if conservation measures are not taken.

Key words: biodiversity; conservation; land-use change; silviculture; sustainable forest management; habitat specialist.

Introducción

El cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS) es la principal causa de la actual crisis de la biodiversidad terrestre, debido principalmente a la pérdida, fragmentación y alteración de hábitats (Vitousek 1994; Sala et al. 2000; Lambin et al. 2001; MEA 2005). Aproximadamente la mitad de la superficie terrestre ha sido modificada a través de la sustitución de hábitats naturales por

sistemas agrícolas, forestales y urbanos (Chapin et al. 1997; Kareiva et al. 2007). A escala global, el área dedicada a cultivos agrícolas y ganadería ha aumentado un 25% entre 1961 y 2015, cubriendo en la actualidad un 37% de la superficie terrestre (FAOSTAT 2018). El aumento esperado del consumo mundial sugiere que la demanda de alimentos y bienes aumentará de dos a tres veces en el año 2050 (Green et al. 2005), impulsando aún más la demanda por tierras productivas.

Este compromiso entre la producción de alimentos y bienes, y la conservación de la biodiversidad, es actualmente un tema de intenso debate en el campo de la conservación, animado por la dicotomía de dos enfoques contrastantes: separación (land-sparing) versus integración de tierras (land-sharing) (e.g., Green et al. 2005; Phalan et al. 2011). La primera aproximación consiste en separar las áreas de conservación (i.e., reservas) de las áreas de producción intensiva de alimentos y bienes, mientras que la integración, implica producir y conservar la biodiversidad en las mismas áreas, utilizando métodos de producción amigables con la vida silvestre. Para muchos autores, este marco dicotómico no contribuye a la solución de este complejo problema, ya que la conservación y producción sustentable, requiere que ambas estrategias trabajen sinérgicamente (Perfecto y Vandermeer 2002; Grau et al. 2013; Crement 2015). Para promover la conservación en el largo plazo a escala de paisaje, necesitamos áreas protegidas en los sitios prioritarios para la conservación (que deben ser identificados), pero también, matrices productivas amigables con la vida salvaje, que permitan mantener la conectividad y diversidad a escala del paisaje (Perfecto y Vandermeer 2002).

En este sentido, el sector forestal, de amplia expansión a nivel mundial (FAOSTAT 2015), ha estado en el foco de un intenso debate durante las dos últimas décadas, confrontándose la visión de que las plantaciones forestales son “desiertos verdes”, con la visión de que constituyen hábitats valiosos dentro del paisaje para la flora y fauna nativa. Revisiones de alcance global (Stephens y Wagner 2007, Brockerhoff et al 2008, Bremer y Farley 2010) han dejado en claro que las plantaciones forestales no son “desiertos verdes” ya que varias especies, principalmente generalistas, usan este “nuevo hábitat”, pero tampoco son comparables a los ecosistemas nativos reemplazados como hábitat para la fauna y flora. Los estudios sobre la relación forestación-diversidad se han enfocado principalmente en los efectos más previsible, que son aquellos que ocurren a escala local (i.e., de rodal). Sin embargo, es muy poco lo que sabemos sobre los efectos de la forestación a la escala del paisaje, a pesar de que esta escala es la más relevante para evaluar si la integración de la conservación de la biodiversidad con la producción forestal es viable.

En América del Sur, el CUCS más prominente es la deforestación de bosques tropicales y subtropicales debido al avance de cultivos y áreas ganaderas (Skole y Tucker 1993; Balmford y Bond 2005). Sin embargo, en la región templada del continente, la conversión de pastizales naturales en cultivos y plantaciones forestales ha alcanzado cifras alarmantes, especialmente en la región de los Pastizales del Río de la Plata (PRP) (Bilenca y Miñarro 2004; Jobbágy et al. 2006, Baldi y Paruelo 2008). Los PRP constituyen uno de los ecosistemas de pastizales más extensos del Neotrópico, que abarcan más de 750 000 km² en las grandes llanuras del centro-este de Argentina, el sur de Brasil y Uruguay (Soriano 1992; Paruelo et al. 2007). Las importantes modificaciones sufridas (pérdida de ~50% de ecosistemas naturales) a nivel del paisaje en los últimos 20 años, principalmente por la expansión de cultivos agrícolas (e.g., soja), ganadería intensiva (praderas artificiales y feedlots) y forestación sobre áreas de pastizal, han generado impactos negativos en la diversidad de la fauna y flora (Modernel et al. 2016; Paruelo et al. 2016). Dado que la forestación reduce y fragmenta preferentemente los ecosistemas de pastizal en esta región, cabría esperar que los especialistas de ambientes abiertos sean las especies más vulnerables a este cambio de uso del suelo (CUCS). Por el contrario, algunos especialistas de bosques o generalistas de hábitat, podrían encontrar en las plantaciones forestales un “ambiente” menos contrastante con los bosques, en comparación con los pastizales, y así verse favorecidos.

Uruguay, incluido completamente en los PRP, ha experimentado una fuerte expansión de la forestación (*Eucalyptus* y *Pinus*) durante los últimos 30 años, pasando de menos de 200.000 ha antes de los noventa, a más de 1.000.000 ha en 2013 (Uruguay XXI 2017). Considerando que existen dos plantas de pasta de celulosa

funcionando en el país, un proyecto de instalación de una tercera, y precios crecientes de la pasta de celulosa en el mercado internacional, se ha proyectado que la superficie forestal llegaría a 2 millones de hectáreas en 2030 (Uruguay XXI 2017, Brazeiro 2015). Por tanto, la búsqueda de la sustentabilidad del sector forestal es un fuerte desafío, tanto para la autoridad ambiental de Uruguay como para las empresas forestales, y en especial para aquellas que apuntan a la “producción responsable” y certificación forestal (e.g., Consejo de Administración Forestal; [FSC por su nombre en inglés: Forest Stewardship Council]). En Uruguay, solo dos trabajos publicados han evaluado cuantitativamente la relación forestación-diversidad, en ambos casos, a nivel local. Andrade y Aide (2010) no encontraron diferencias significativas en la riqueza local de mamíferos entre plantaciones forestales y pastizales, en el norte del país. En cambio, Six et al. (2014) reportaron que la forestación (plantación de 8 años) redujo localmente la riqueza de plantas en casi un 50%.

En este trabajo estudiamos la riqueza y abundancia de aves y mamíferos en cinco paisajes de Uruguay, con distintos grados de forestación, planteando tres objetivos: (1) evaluar los efectos locales de la sustitución de pastizales por plantaciones forestales sobre la riqueza y abundancia de especies, (2) evaluar el efecto del grado de forestación sobre la riqueza de especies a escala del paisaje, y (3) analizar el rol de la especificidad de hábitat sobre la sensibilidad de las especies a la forestación.

Material y Métodos

Área de estudio

Uruguay, ubicado en el sudeste de América del Sur (30°-35° S, 53°-58° W), tiene una superficie continental de 176 215 km². El clima es templado, moderado y lluvioso, por lo que es clasificado en la categoría Cfa del sistema de Köppen-Geiger. Las temperaturas medias anuales varían entre 16 y 20°C y las precipitaciones anuales entre 1100 y 1400 mm. La temperatura es fuertemente estacional y la precipitación se distribuye uniformemente a lo largo del año, pero con una alta variabilidad entre años.

Los pastizales naturales/seminaturales representan el ecosistema dominante (matriz) en el paisaje uruguayo, cubriendo un 73% del territorio, que incluye además parches dispersos de bosques nativos, humedales y arbustales (MVOTMA 2012). La principal actividad productiva es la cría de ganado para la producción de carne y leche, que se desarrolla en casi el 90% del territorio uruguayo, prácticamente en todos los pastizales (naturales y seminaturales), bosques, humedales e incluso en plantaciones forestales (DIEA 2016). Las áreas cultivadas (agricultura y forestación) representan un 25% del territorio y las zonas urbanas y grandes infraestructuras un 2% (MVOTMA 2012). El sector forestal ha sido uno de los principales promotores del CUCS en Uruguay, que ha experimentado una fuerte expansión en las últimas tres décadas (Baldi y Paruelo 2008; Modernel et al. 2016), llegando a cubrir en la actualidad más de un millón de hectáreas. *Eucalyptus* (*E. globulus*, *E. grandis* y *E. dunnii*) y *Pinus* (*P. ellottii*, *P. taeda*, *P. pinaster*) son los principales géneros plantados (Petraglia y Dell'Acqua 2006).

El presente estudio se realizó en dos de las principales regiones forestales de Uruguay, litoral oeste y centro del país, en torno a plantaciones de *E. dunnii*. (Fig. 1). Todos los establecimientos forestales estudiados se encuentran bajo pastoreo de ganado bovino. Se estudiaron cinco muestras circulares (3 km de radio) de paisajes forestados cuyos principales atributos geográficos y ambientales se resumen en la Tabla 1.

Los paisajes estudiados están dominados por ambientes naturales (pastizales, bosque, agua), con coberturas que varían entre 59 y 77% (media: 64.8%, D.E.: 7.7%), mientras que las plantaciones forestales y cultivos agrícolas tienen coberturas que varían entre 23 y 41% (media: 35.5%, D.E.: 7.7%) (Tabla 1, Fig. 2).

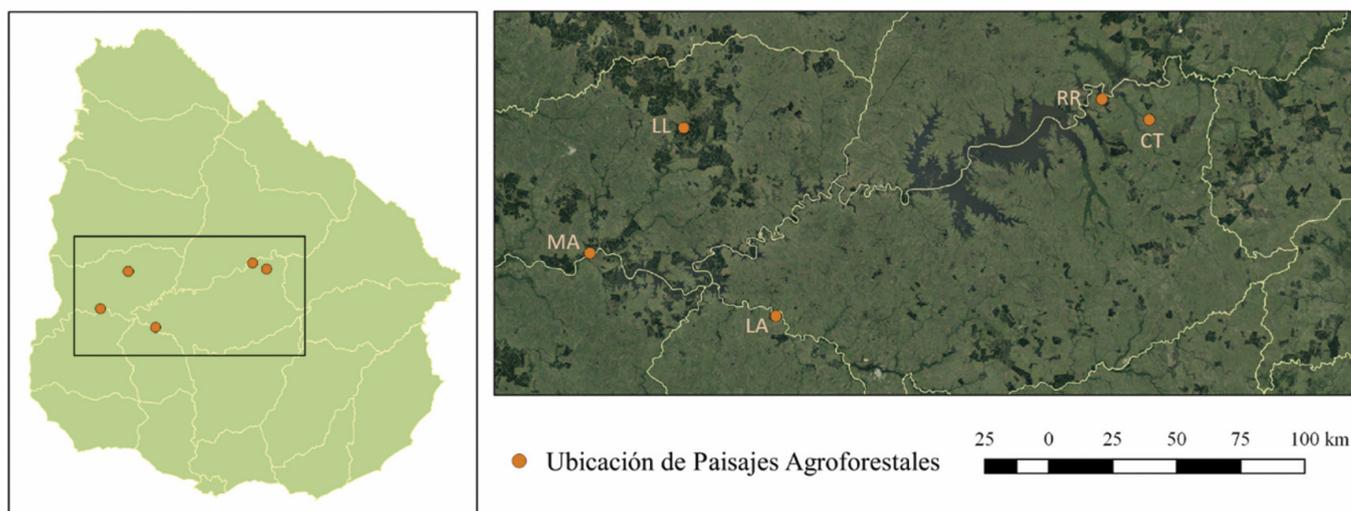


Figura 1. Área de estudio y localización de los cinco paisajes agroforestales estudiados dentro de la región centro-oeste de Uruguay. Se delimitan los departamentos (divisiones político-administrativas) de Uruguay. En la imagen Google Earth™ (2017) de la derecha se advierten las plantaciones forestales en verde oscuro. Códigos de los paisajes: MA: El Matorral, LA: Los Arroyos, LL: Las Lilas, CV: Cueva del Tigre y RR: Rincón del Río.

Figure 1. Study area and location of the five afforested landscapes studied in the central-western region of Uruguay. The departments (political-administrative divisions) of Uruguay are delimited. Forest plantations are appreciated in dark green in the Google Earth™ image (2017) of the right. Landscape codes: MA: El Matorral, LA: Los Arroyos, LL: Las Lilas, CV: Tiger Cave and RR: Rincón del Río.

Relevamiento de aves y mamíferos

Se utilizó un diseño de muestreo estratificado al azar, utilizando los principales ambientes de los paisajes como estratos; es decir, pastizales, bosques cerrados, bosques abiertos y forestación. En algunos casos se muestrearon ambientes secundarios tales como humedales y forestaciones de abrigo (i.e., pequeños rodales de *Eucalyptus* plantados como refugio para el ganado, en general de más de 30-40 años), para la estimación de la riqueza específica del paisaje. Los muestreos fueron llevados a cabo entre marzo de 2015 y mayo de 2017.

El relevamiento de aves se realizó mediante la técnica de conteos por puntos (Ralph et al. 1995, 1996; Bibby et al. 2000), que ha sido ampliamente utilizada para estudiar la relación entre ensambles de aves y sus hábitats (Hamel et al. 1996; Betts et al. 2005; Gibbons y Gregory 2006), y también en paisajes agroforestales de la región (Filloy et al. 2010; Phifer et al. 2016). La unidad, o estación, de muestreo consistió en 5 puntos de conteo de 10 minutos cada uno. Los puntos de conteo se distribuyeron al azar dentro de cada ambiente, con la restricción de separarse entre sí por al menos 100 m, y estar alejados al menos 50 m del borde del parche (Gibbons y Gregory 2006). En el caso de los pastizales, los puntos de muestreo se alejaron al menos 500 m de parches de bosque o forestación. En cuanto a las plantaciones forestales, se escogieron rodales de entre 8 y 10 años (pre cosecha).

Los muestreos de aves fueron llevados a cabo en temporada cálida (noviembre-febrero) y fría (abril-agosto) en horarios matutinos (06:00-10:00 horas) y vespertinos (16:00-19:00 horas) de manera equilibrada para cada paisaje. No se realizaron muestreos en condiciones meteorológicas de lluvia, extremo calor o frío, viento y/o neblina ni en áreas evidentemente perturbadas (e.g., sobrepastoreo, tala, erosión, inundación, etc.).

En cada paisaje se realizaron 30 estaciones de muestreo de aves que se distribuyeron de la siguiente manera: 5 en pastizal, 5 en forestación, 10 en bosques denso y 10 que se repartieron entre bosques abiertos (n=6), cuando existían, y otros ambientes secundarios (n=4) (e.g., humedales, forestación de abrigo). En total se realizaron 150 estaciones de muestreo en los cinco paisajes estudiados, con un esfuerzo de 750 puntos de conteo. En cada punto de conteo se registró a toda ave vista u oída en un radio de 50 m, durante 10 minutos (Bibby et al. 2000; Hamel et al. 1996), incluyendo a las aves que al arribar el observador se alejaban de la parcela de muestreo por efecto de la perturbación, y no

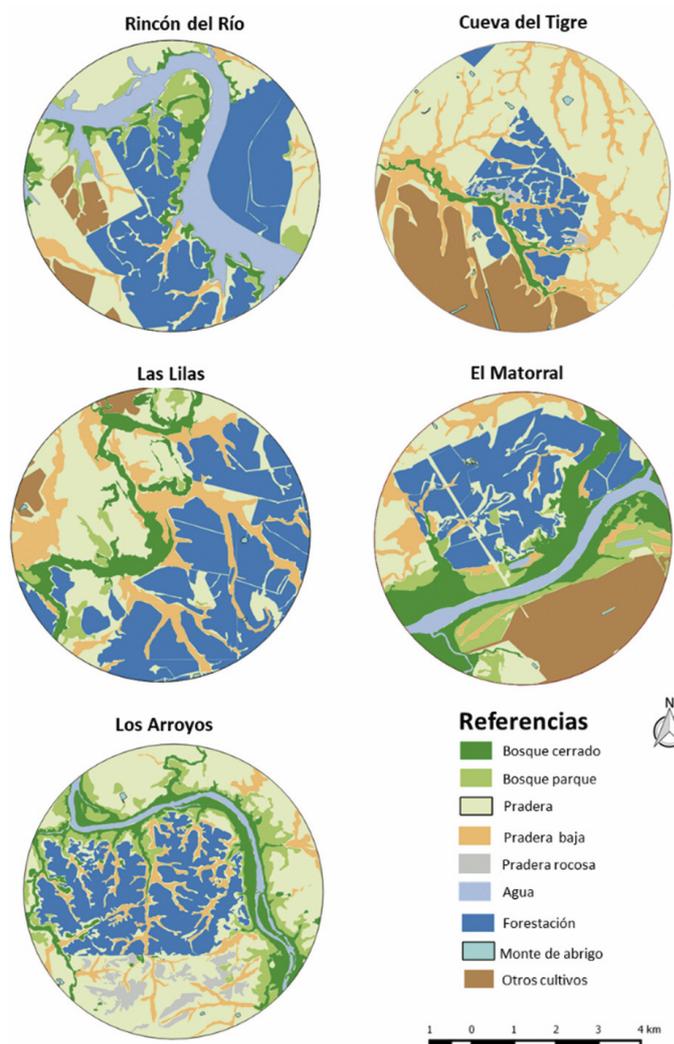


Figura 2. Composición de los cinco paisajes estudiados, en muestras de 3 km de radio.

Figure 2. Composition of the five studied landscapes, in 3 km-radius samples.

incluyendo a aquellas aves que sobrevolaban el área sin corroborarse el uso directo del ambiente relevado. Complementariamente, durante los recorridos por los distintos ambientes, se registraron (por observación directa o por canto) todas las aves que no fueron previamente observadas en los muestreos cuantitativos, a los efectos de avanzar en la completitud de los listados de especies. La clasificación sistemática de las aves se realizó según [Remsem et al. \(2017\)](#), y la asignación de nombres comunes en español según [Azpiroz et al. \(2012\)](#).

El relevamiento de mamíferos de mediano y gran porte se realizó con cámaras trampa (Stealth Cam NG42), método de amplio uso para lidiar con grupos elusivos como los mamíferos ([Long et al. 2008](#)). Las cámaras se distribuyeron al azar dentro de cada ambiente, con la restricción de separarse entre sí por al menos 300 m. Se usó esta distancia considerando el ámbito de hogar (home range) mínimo de zorros presentes en Uruguay, a partir de datos de regiones vecinas ([Juarez y Marinho-Filho 2002](#); [Maffei y Taber 2003](#); [Di Bitetti et al. 2009](#)). Se seleccionaron estas especies debido a que su ámbito de hogar abarca al de otras especies con menores rangos de acción, como armadillos y zorrillos. De tal forma, se intentó reducir la probabilidad de múltiples conteos de individuos, y a la vez optimizar el área cubierta dentro de cada ambiente y paisaje. Las cámaras estuvieron continuamente activas durante 90 días en promedio (rango: 89-109 días) y fueron programadas para sacar tres fotos cada vez que el sensor era activado, con un descanso posterior de 15 segundos.

En promedio se colocaron 11 (rango: 8-15) cámaras trampa por ambiente (i.e., pastizal, bosque abierto, bosque cerrado y forestación), llegando a un promedio de 45 estaciones por paisaje, y a un total de 225 en todo el estudio. Se complementó el relevamiento con información cualitativa obtenida a partir de la búsqueda activa de animales y de rastros (i.e., huellas, heces, cuevas), a los efectos de evaluar la completitud de los inventarios generados a través de las cámaras. A partir de la revisión de las fotos obtenidas (>2.5 millones), se obtuvo la riqueza, la composición de especies y la cantidad de registros por especie en

cada estación de cámara trampa. Para reducir la probabilidad de pseudoreplicación, todas las fotografías de un mismo individuo dentro de un lapso de 60 minutos fueron consideradas como un único registro ([Lantschner et al. 2012](#)). A su vez, individuos diferentes en una misma foto fueron computados como registros diferentes. La cantidad de registros se estandarizó a 90 días, para ser usada como indicador de la abundancia relativa de las especies de mamíferos en cada ambiente.

La clasificación sistemática y asignación de nombres comunes de los mamíferos se realizó según [González y Martínez-Lanfranco \(2010\)](#).

Evaluación de efectos de forestación sobre riqueza y abundancia de aves y mamíferos

Los ensambles de aves y mamíferos fueron segregados en tres grupos en función de la especialización de hábitat: (1) especialistas de ambientes abiertos (i.e., pastizales y/o arbustales), (2) especialistas de ambientes cerrados, tales como bosques con dosel cerrado (e.g., fluviales, serranos), y (3) generalistas, especies adaptadas a ambientes ecotonales o intermedios (e.g., bosques dispersos tipo parque) y/o facultativas tanto de ambientes cerrados como abiertos. La segregación de las especies se realizó en función de la bibliografía especializada a nivel nacional ([Azpiroz 2003](#), para aves; [González y Martínez-Lanfranco 2010](#), para mamíferos).

En función de los datos de abundancia de especies por réplica, se construyeron curvas de acumulación de especies para calcular el estimador de riqueza Chao 1 ([Colwell et al. 2012](#)), por ambiente (i.e., pastizal, bosques cerrados, bosques abiertos y forestación) y por paisaje. Para la construcción de las curvas de acumulación de especies se usaron 100 remuestreos aleatorios con reposición, utilizando el programa EstimateS v.9.1 ([Colwell 2013](#)). Como indicador de la abundancia relativa de las especies en cada ambiente, se usó el número de registros estandarizado por unidad de esfuerzo (Aves: 5 puntos de conteo de 10 minutos, Mamíferos: 90 días de cámara trampa).

Tabla 1. Localización y caracterización ambiental de los cinco paisajes estudiados.

Table 1. Localization and environmental characterization of the five studied landscapes.

	PAISAJES				
	Rincón del Río RR	Cueva del Tigre CT	Los Arroyos LA	El Matorral EM	Las Lilas LL
Coordenadas	32°31'5.35"S 55°43'11.54"O	32°36'7.14"S 55°32'12.97"O	33°12'31.52"S 56°53'17.63"O	33°0'36.56"S 57°33'22.78"O	32°37'23.73"S 57°12'33.63"O
Ecorregión ¹	CSG	CSG	EC	CSO	CSO
Geoforma dominante	lomadas	lomadas	colinas y lomadas	colinas y lomadas	colinas y lomadas
Sustrato geológico	areniscas	areniscas	granítico	limos y areniscas	limos y areniscas
Profundidad de suelo	profundos	profundos	semi-profundos	profundos	profundos
Suelo dominante	Acrisoles y Luvisoles	Acrisoles y Luvisoles	Brunosoles y Vertisoles	Brunosoles	Brunosoles
Uso del suelo	Forestal Ganadero	Forestal Ganadero	Agrícola, Forestal, Ganadero	Agrícola, Forestal, Ganadero	Agrícola, Forestal, Ganadero
AMBIENTES (%)²					
Bosque Cerrado	5.2	2.6	11.8	18.0	9.5
Bosque Abierto	6.6	0.0	10.3	9.4	2.7
Pastizal	31.2	65.2	51.2	25.4	46.8
Plantación Forestal	34.6	12.6	23.2	23.9	38.6
Forestación de Abrigo	0.0	0.4	0.1	0.2	0.1
Cultivos	4.5	18.6	0.0	17.1	2.4
Agua	17.9	0.6	3.3	6.0	0.0

1: Ecorregiones de Uruguay según [Brazeiro \(2015\)](#). CSG: Cuenca sedimentaria Gondwánica, EC: Escudo Cristalino y CSO: Cuenca. Sedimentaria del Oeste.

2: Superficie porcentual de cada tipo de ambiente en muestras circulares de 3 km de radio (Ver mapa en figura 2).

Algunas de las variables de interés (i.e., riqueza de especies de aves y mamíferos) presentaron distribuciones estadísticas no-normales, por lo que se optó por realizar análisis no paramétricos que, si bien son menos sensibles, suelen ser más robustos (Sokal y Rohlf 1995). Para evaluar los efectos locales de la sustitución de pastizales por forestación, se analizó la variabilidad de riqueza observada y abundancia relativa de las especies mediante análisis de PERMANOVA (*Permutational multivariate analysis of variance*) (Anderson 2001), usando la distancia Euclidiana para evaluar la diferencia entre los niveles de los factores. Se usó un diseño factorial de dos factores: “ambiente” con dos niveles (Pastizal y Forestación), y “paisaje” con cinco niveles (Cueva del Tigre, Los Arroyos, El Matorral, Rincón del Río y Las Lilas). Los análisis de PERMANOVA fueron implementados en el programa Past. Se cuantificaron los efectos locales como la diferencia forestación-pastizal en las variables de interés (i.e., riqueza y abundancia de especie de los diferentes grupos), y fue expresada como porcentaje del valor medio de pastizal. La relación riqueza de especies-grado de forestación (%) a escala de paisaje se evaluó a través de correlaciones simples.

Resultados

Ensamblajes de aves y mamíferos en paisajes forestados

Se detectaron en los relevamientos (cuantitativos y cualitativos adicionales) un total de 196 especies de aves en los cinco paisajes estudiados. Esto representa casi la mitad de la avifauna terrestre de Uruguay (~400 especies, según Azpiroz et al. 2012). Entre paisajes la riqueza de aves varió entre 95 y 110 especies. Del ensamble total, 95 fueron especialistas de ambientes abiertos, 60 de ambientes cerrados y 41 generalistas. En la figura 3 se presentan las curvas rango-abundancia de los tres subensambles de aves considerados. Las aves especialistas de ambientes

abiertos más abundantes fueron: *Sicalis luteola* (Misto), *Pseudoleistes virescens* (Pecho Amarillo), *Cathartes aura* (Buitre Cabeza Roja), *Milvago chimango* (Chimango), *Vanellus chilensis* (Tero) y *Embernagra platensis* (Verdón). Las principales especies de ambientes cerrados fueron: *Turdus amaurochalinus* (Sabiá), *Setophaga pitayumi* (Pitiayumi), *Turdus rufiventris* (Zorzal), *Elaenia parvirostris* (Fiofio Pico Corto), *Serpophaga subcristata* (Tiqui-tiqui Común) y *Cranioleuca pyrrhophia* (Trepadorcito). Las especies generalistas más frecuentes fueron: *Zonotrichia capensis* (Chingolo), *Patagioenas picazuro* (Paloma de Monte), *Leptotila verreauxi* (Paloma Montaráz Común), *Zenaida auriculata* (Torcaza), *Troglodytes aedon* (Ratonera) y *Myiopsitta monachus* (Cotorra).

En total se detectaron a través de las cámaras trampa y rastros, 17 especies de mamíferos terrestres de mediano/gran porte en los cinco paisajes estudiados, lo que representa poco más de la mitad del ensamble nacional (~30 especies, incluyendo exóticas; González y Martínez-Lanfranco 2010). De las 17 especies registradas, 3 son exóticas: *Sus scrofa* (jabalí), *Axis axis* (ciervo axis) y *Lepus europaeus* (liebre). Las especies exóticas no fueron consideradas en los estudios posteriores. La riqueza de mamíferos nativos dentro de los paisajes estudiados varió entre 9 y 11 especies. Las especies no registradas de los ensambles regionales corresponden a especies raras, amenazadas u ocasionales (e.g., *Puma concolor*), de hábitos esquivos (e.g., *Leopardus braccatus*) o arborícolas (e.g., *Sphiggurus spinosus*) que, por su modo de vida, no suelen ser detectadas en el suelo por cámaras trampa ni por rastros. En términos de uso de hábitat, el ensamble de mamíferos de mediano/gran porte estuvo integrado por un especialista de ambientes abiertos, 6 especialistas de ambientes cerrados y 7 generalistas. En la figura 3 se presentan las curvas rango-abundancia de los tres subensambles de mamíferos considerados.

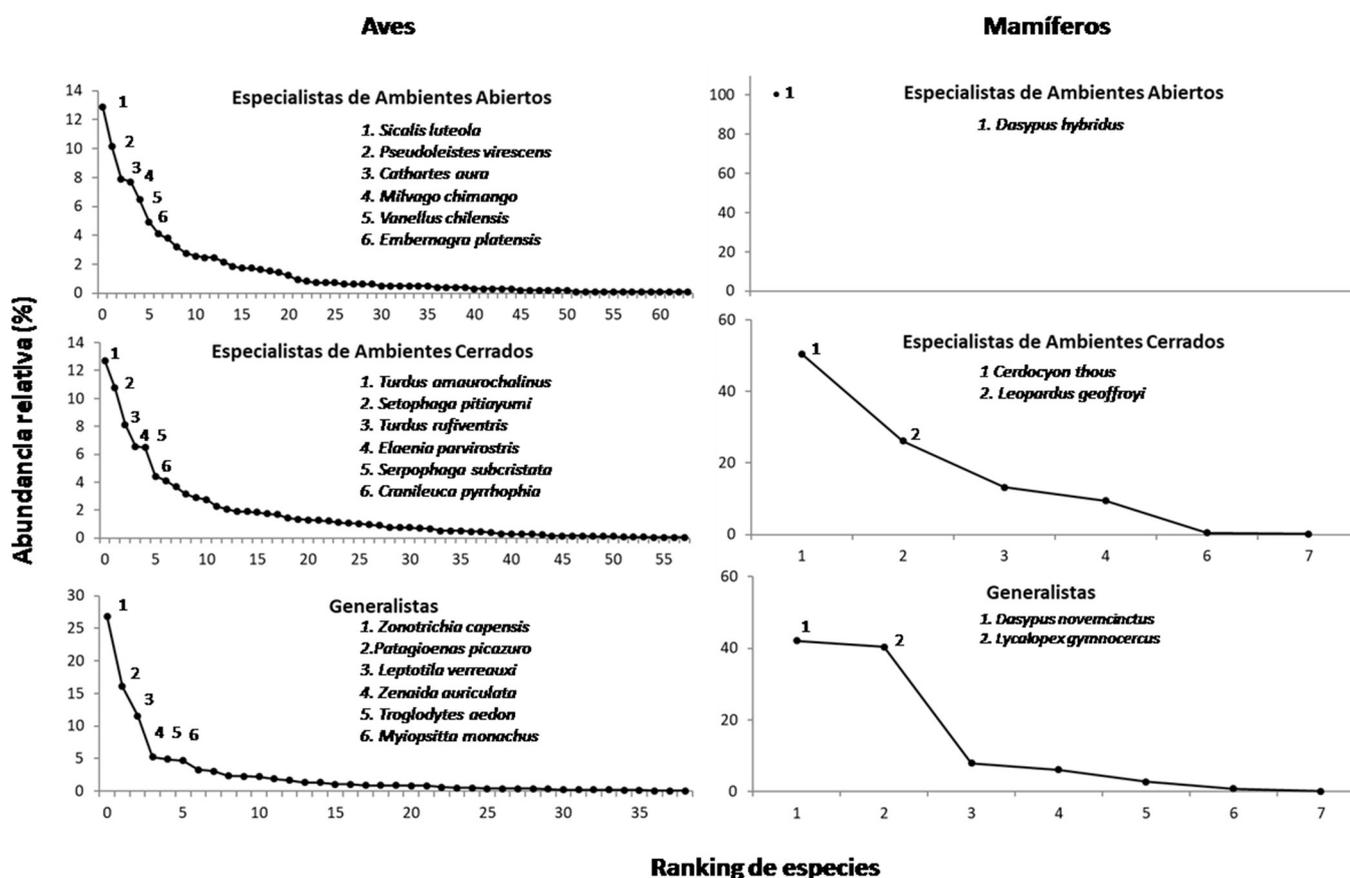


Figura 3. Curvas rango-abundancia para los ensambles de aves y mamíferos especialistas de ambientes abiertos, especialistas de ambientes cerrados y generalistas. Las especies más abundantes en cada caso son indicadas.

Figure 3. Rank-abundance curves for the bird and mammal assemblages of open habitat specialists, closed habitat specialists and habitat generalist. The most abundant species in each case are indicated.

El especialista de ambientes abiertos fue *Dasyopus hybridus* (mulita), que se registró en dos paisajes y con escasos registros. Cabe destacar que a nivel nacional existen apenas 3 especies dentro de esta categoría (González & Martínez-Lanfranco 2010). Las especies más frecuentes y abundantes fueron 2 generalistas de hábitat, *Lycalopex gymnocercus* (zorro de campo) y *Dasyopus novemcinctus* (tatú). El zorro de monte (*Cerdocyon thous*) y el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) fueron los especialistas de ambientes cerrados más frecuentes y abundantes.

Efecto local de la forestación

En general, las riquezas de especies observadas fueron iguales o muy próximas a las estimadas por Chao 1, indicando que el porcentaje de completitud de los inventarios fueron muy altos (Aves: 58-96%, Mamíferos: 80-100%) (Tabla 2).

La riqueza local y abundancia relativa de las especies de aves y mamíferos variaron significativamente entre pastizales y plantaciones forestales, pero no entre paisajes (Tabla 3). La interacción ambiente-paisaje no fue significativa en ningún caso (Tabla 3). La riqueza y abundancia relativa de los ensambles totales de aves y mamíferos fueron mayores en pastizales (Tabla 2 y 3). La sustitución de pastizales por plantaciones forestales generó un impacto local negativo en las aves, reduciendo un 68% la riqueza y un 90% la abundancia relativa de las especies (Fig. 4). En el caso de los mamíferos, el impacto local de la forestación fue menor que en las aves, llegando al 33% de reducción en la riqueza y al 22% en la abundancia relativa de las especies (Fig. 4).

La magnitud, e incluso la dirección, de los efectos locales de la forestación, variaron en función de la selectividad de hábitat de los subensambles (i.e., ensamble de cada tipo de hábitat) (Fig. 4). Los especialistas de ambientes abiertos fueron claramente los más afectados, tanto en aves como en mamíferos, con reducciones del 100%, ya que no se registró ni una sola especie en plantaciones forestales. Los generalistas también sufrieron reducciones por la forestación, pero de menor magnitud que los especialistas de ambientes abiertos. Las aves generalistas fueron más afectadas

(Riqueza: -65%, Abundancia: -81%) que los mamíferos generalistas (Riqueza: -25%, Abundancia: -10%). En el caso de los especialistas de ambientes cerrados, los mamíferos presentaron reducciones en riqueza (-50%) y abundancia (-62%) en forestación (Fig. 4, Tablas 2 y 3). En las aves de ambientes cerrados se observó una tendencia opuesta a los mamíferos, con incrementos en riqueza (+100%) y abundancia (+50%) en forestación, pero que no fueron significativas ($p > 0.10$) debido a la alta variabilidad entre replicas (Fig. 4, Tablas 2 y 3).

Efectos de la forestación sobre la riqueza de especies a escala del paisaje

El grado de forestación de los paisajes estudiados varió entre 12,6 y 38,6%, es relativamente bajo en Cueva del Tigre (12.6 %), medio en Los Arroyos y El Matorral (23.2-23.9%) y alto en Rincón del Río y Las Lilas (34.6-38.6 %) (Tabla 1, Fig. 2). En estos paisajes, la riqueza estimada (Chao 1) de aves, con niveles de completitud de inventario altos (86-94%), varió entre 90 y 115 especies, sin mostrar relaciones evidentes con el grado de forestación (Fig. 5). La riqueza estimada de mamíferos (completitud de inventario 83-100%) varió muy poco entre paisajes (9-12 especies), sin presentar tampoco una relación evidente con el grado de forestación.

En los distintos subensambles definidos por la selectividad de ambiente tampoco se detectaron relaciones significativas entre la riqueza estimada de especies y el grado de forestación, a excepción de las aves de ambientes abiertos (Fig. 5). En este subensamble, la riqueza potencial de aves disminuyó a lo largo del gradiente de forestación estudiado, desde 40 a 25 especies, según un modelo potencial, marginalmente significativo ($p < 0.1$) (Fig. 5).

Discusión y Conclusiones

Ensamblados de aves y mamíferos

En los muestreos realizados se llegó a registrar prácticamente la mitad de la avifauna y mastofauna (mediano/gran porte) terrestre

Tabla 2. Riqueza estimada y abundancia relativa de aves y mamíferos por ambiente, segregada en función de la selectividad de hábitat. Se presentan valores medios \pm desvío estándar de los cinco paisajes. Los rangos de completitud de inventario reportados corresponden a la máxima variabilidad encontrada entre los cinco paisajes para los distintos subensambles de especies.

Table 2. Estimated richness and relative abundance of bird and mammal's species per environment, segregated according to their habitat selectivity. Mean values \pm standard deviation of the five landscapes are presented. The inventory completeness ranges correspond to the maximum variability found among the five landscapes for the different species subassemblages.

Ambiente	Riqueza estimada de Aves (Chao 1)				Completitud de inventario (%)
	Todas las especies	Especies de ambientes abiertos	Especies de ambientes cerrados	Especies generalistas	
Pastizal	38.0 \pm 8.6	22.0 \pm 6.3	2.0 \pm 1.7	17.0 \pm 2.9	84.8 – 96.3
Forestación	12.0 \pm 2.4	0	4.0 \pm 2.1	6.0 \pm 2.2	58.1 – 81.1
Bosque Cerrado	62.0 \pm 6.9	5.0 \pm 1.6	44.0 \pm 7.5	15.0 \pm 3.9	81.3 – 97.5
Bosque Abierto	84.0 \pm 14.7	14.0 \pm 1.9	36.0 \pm 7.0	36.0 \pm 11.6	74.3 – 84.4
Riqueza estimada de Mamíferos (Chao 1)					
Pastizal	6.0 \pm 0.8	1.0 \pm 0.1	2.0 \pm 0.2	4.0 \pm 0.4	83.3 - 100
Forestación	4.0 \pm 0.8	0	1.0 \pm 0.1	3.0 \pm 0.3	83.3 - 100
Bosque Cerrado	10.0 \pm 1.1	0	5.0 \pm 1.0	7.0 \pm 0.3	80.0 – 100
Bosque Abierto	6.0 \pm 1.0	0	4.0 \pm 0.8	6.0 \pm 0.3	83.3 - 100
Abundancia Relativa de Aves(registros/5 puntos de conteo de 10 minutos c/u)					
Pastizal	42.2 \pm 21.9	26.4 \pm 16.3	0.8 \pm 1.5	17.0 \pm 14.5	
Forestación	4.4 \pm 2.3	0	1.2 \pm 1.4	3.2 \pm 2.0	
Bosque Cerrado	50.8 \pm 22.8	2.0 \pm 2.2	31.0 \pm 16.0	17.8 \pm 9.3	
Bosque Abierto	62.5 \pm 22.5	6.8 \pm 6.2	19.4 \pm 8.2	36.3 \pm 16.9	
Abundancia Relativa de mamíferos(registros/cámara trampa/90días)					
Pastizal	14.3 \pm 24.3	1.1 \pm 1.8	3.4 \pm 1.8	4.8 \pm 8.2	
Forestación	11.2 \pm 24.5	0	1.3 \pm 0.9	4.3 \pm 6.2	
Bosque Cerrado	15.0 \pm 24.5	0	8.0 \pm 2.2	19.6 \pm 9.3	
Bosque Abierto	18.4 \pm 25.6	0	4.8 \pm 2.7	6.0 \pm 1.5	

de Uruguay. La mayoría de las especies potenciales para el área de estudio (ver Brazeiro et al. 2015) fueron registradas, en particular las especies comunes y de amplia distribución, mientras que algunas de las especies raras y ocasionales no fueron detectadas, tal como suele ocurrir en relevamientos de campo (Azipiroz 2003). Los altos porcentajes de completitud de inventarios registrados indican que los esfuerzos de muestreo fueron adecuados para describir correctamente los ensamblajes de aves y mamíferos de los distintos ambientes.

Los ensamblajes de aves y mamíferos difirieron respecto al patrón de especialización de hábitats. Casi la mitad (49%) de las especies de aves fueron especialistas de ambientes abiertos, mientras que, en el caso de mamíferos solo un 7% de las especies lo fue. Por el contrario, generalistas y especialistas de ambientes

cerrados fueron dominantes dentro del ensamblaje de mamíferos (40-50%), mientras que estos grupos tuvieron una menor representación dentro del ensamblaje de aves (20-30%). Considerando que la matriz original de los paisajes estudiados es el pastizal, el patrón de especialización de hábitat observado en las aves parece razonable, pero resulta difícil de explicar la muy baja diversidad de mamíferos especialistas de ambientes abiertos. Se ha propuesto que las perturbaciones actuales de hábitat podrían afectar los patrones espaciales de especialización de hábitat, favoreciendo a los generalistas y haciendo declinar a los especialistas (Julliard et al. 2004, 2006). Siguiendo esta línea de razonamiento, se podría plantear a modo de hipótesis que los mamíferos de mediano/gran porte especialistas de pastizal han sido más afectados por las perturbaciones del paisaje, que las aves

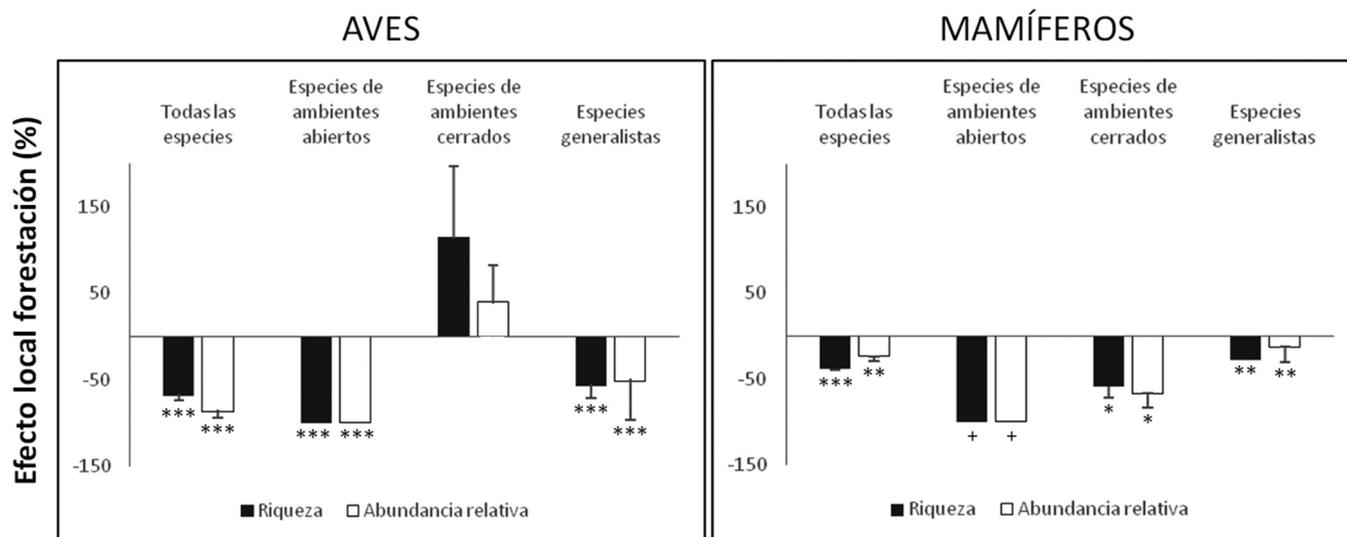


Figura 4. Efecto local de la sustitución de pastizales por plantaciones forestales, sobre la riqueza y abundancia relativa de especies de aves y mamíferos terrestres. Los efectos significativos son indicados (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$). El símbolo “+” indica que en la forestación no se registraron individuos en absoluto, pero si en pastizales, y que no se pudieron realizar análisis estadísticos por la alta variabilidad.

Figure 4. Local effect of grassland substitution by forest plantations, on species richness and relative abundance of birds and terrestrial mammals. Significant effects are indicated (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ and *** $p < 0.001$). The “+” symbol indicates that in forestation stands no individuals were recorded at all, but in grasslands, but statistical analyzes could not be carried out due to the high variability.

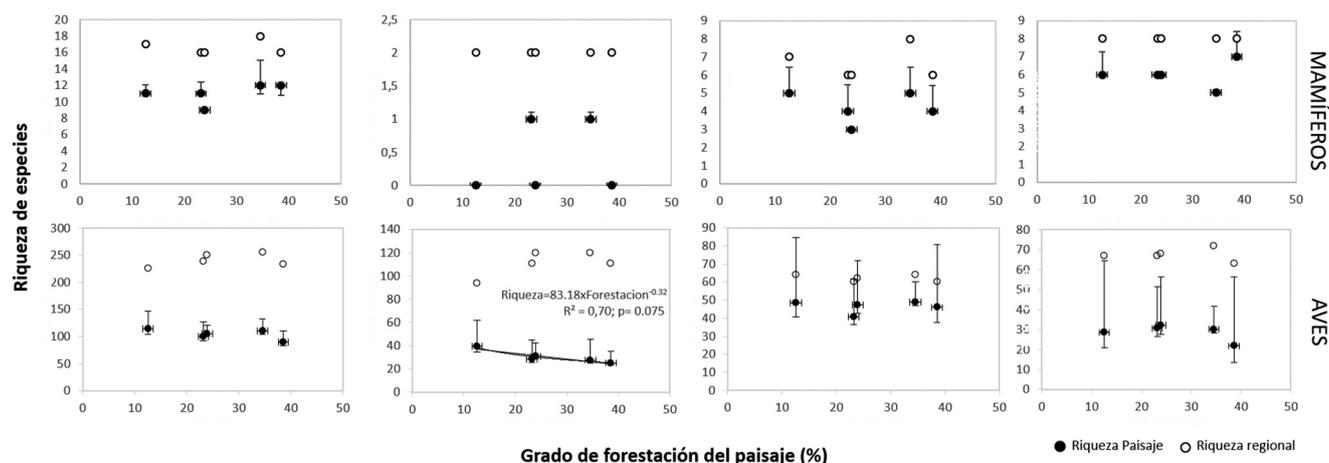


Figura 5. Relación riqueza de especies–forestación a escala del paisaje. Se presenta la variabilidad de la riqueza de especies estimada (Chao 1 \pm error estándar de estimación), total y por subensamblaje (selectividad de ambiente), en función del porcentaje de forestación del paisaje. Se muestra como referencia, la riqueza regional de especies asociada a cada paisaje, correspondiente a cuadrículas de 660.000 ha (tomado de Brazeiro et al. 2015). Solamente en las aves de ambientes abiertos se encontró una relación significativa ($p < 0.10$). El modelo ajustado, coeficiente de determinación y probabilidad asociada se presentan en el gráfico.

Figure 5. Species richness-forestation relationship at the landscape scale. The variability of estimated species richness (Chao 1 \pm standard error of estimation), total and by subassemblage (classified by habitat selectivity) is presented, as a function of the percentage of forestation of the landscape. The regional species richness associated to each landscape, corresponding to 660,000 ha grids (taken from Brazeiro et al. 2015), is shown as a reference. Only in birds of open environments there was a significant relationship found ($p < 0.10$). The adjusted model, determination coefficient and associated probability are presented in the graph.

especialistas de pastizal. Los pastizales naturales de Uruguay han sufrido una considerable pérdida, fragmentación y alteración (e.g., sobrepastoreo) de hábitat por la expansión e intensificación agrícola, ganadera y forestal (Paruelo et al. 2006; Modernel et al. 2016). De acuerdo con la teoría metabólica de la ecología (Brown et al. 2004), debido a su mayor tamaño corporal, mayor demanda energética y área de forrajeo, y menor tamaño poblacional, los mamíferos serían más sensibles a las perturbaciones del paisaje que las aves.

Efectos locales de la sustitución de pastizales por forestación

Los rodales forestales (rodales de 8-10 años) presentaron consistentemente en los cinco paisajes estudiados, menor riqueza específica y abundancia relativa de aves y mamíferos, que las áreas de pastizal aledañas. Asumiendo que los pastizales reemplazados por las plantaciones forestales sostenían ensamblajes locales comparables a los de los pastizales relictuales actuales, las diferencias que hoy se observan entre forestación y pastizal brindarían una estimación razonable del impacto de la forestación sobre estos ensamblajes. En este sentido, se puede concluir que la sustitución de pastizales por rodales forestales en las regiones estudiadas de Uruguay implica para varias especies de aves y mamíferos, la pérdida o degradación local de hábitat. A esta escala, el impacto neto de la forestación sobre la fauna estudiada aquí es negativo, ya que este nuevo ambiente no es usado por la mayor parte de las especies, o es usado con baja frecuencia.

Este resultado concuerda con la evidencia empírica acumulada que resumimos a continuación. Revisiones recientes han demostrado que las plantaciones forestales, en general, reducen localmente la riqueza de especies respecto a los ecosistemas nativos (Stephens y Wagner 2007; Brockerhoff et al. 2008; Bremer y Farley 2010), aunque en algunos casos no se observaron diferencias en la riqueza de especies (e.g. Cid y Caviedes-Vidal 2014). El metaanálisis realizado por Bremer y Farley (2010) concluyó que la sustitución de ecosistemas nativos por forestación redujo en promedio un 35% la riqueza local de plantas. En nuestro estudio, el impacto de la forestación sobre la riqueza local de aves (68%) duplicó el impacto promedio reportado en plantas, mientras que, en el caso de los mamíferos, el impacto fue similar (33%). La importante diferencia en los efectos de la forestación entre aves y mamíferos no resulta sorprendente, ya que las revisiones mencionadas han documentado una gran variabilidad entre grupos

biológicos, tanto en magnitud como en el sentido del impacto de la forestación.

La baja afectación de los mamíferos de Uruguay ante la forestación ya había sido documentada en el norte del país por Andrade y Aide (2010). De hecho, estos autores no encontraron diferencias significativas en la riqueza local de mamíferos entre plantaciones forestales y pastizales, en el relevamiento de un año usando cámaras trampa. La baja afectación de los mamíferos se explica en parte por la muy baja riqueza y abundancia de especies especialistas de ambientes abiertos en los paisajes estudiados e incluso en el país (González y Martínez-Lanfranco 2010).

Nuestros resultados demostraron que los efectos locales de la forestación sobre la riqueza y la abundancia dependieron fuertemente de la especialización de hábitat de las especies. Como era esperable, las aves y mamíferos especialistas de ambientes abiertos fueron los más afectados por la forestación, con impactos negativos del 100%. Durante los relevamientos cuantitativos realizados durante 2 años en 5 paisajes, no se registró ningún individuo especialista de ambientes abiertos dentro de rodales forestales. Este resultado coincide con lo reportado por revisiones generales sobre los impactos locales de la forestación (Stephens y Wagner 2007; Brockerhoff et al. 2008; Bremer y Farley 2010), así como con estudios realizados en la región de los PRP (e.g., Codesido et al. 2011; Medan et al. 2011; Dotta et al. 2016). Sin embargo, un ave típica de pastizal como *Rhea americana* (Ñandú), fue observada dentro de plantaciones forestales en varias ocasiones. Se registraron tanto individuos solitarios como pequeños grupos, principalmente en cortafuegos entre rodales forestales. Esto sugiere que la especie no sería totalmente desplazada de las plantaciones forestales, y que sería capaz de transitar entre los rodales. Así mismo, se encontraron puestas de Ñandú en bordes de forestación, pero siempre de un solo huevo. Dado que las puestas normales son siempre de varios huevos, nunca menos de 5 (promedio entre 10 y 15), no se puede confirmar nidificación en forestaciones de Uruguay. Sin embargo, en Brasil existen dos reportes de nidificación de Ñandú en plantaciones de *Eucalyptus* (Azevedo et al. 2006; Costa et al. 2014), por lo que no sería extraño que también ocurra en Uruguay.

Si bien concluimos que las aves y mamíferos especialistas de ambientes abiertos prácticamente no usan las plantaciones forestales, estos nuevos ambientes no son “desiertos verdes” en Uruguay, ya que fueron registradas algunas especies generalistas y especialistas de ambientes cerrados. Los generalistas dominaron

Tabla 3. Resultados de los análisis de PERMANOVA realizados sobre la riqueza y abundancia de los ensamblajes de aves y mamíferos estudiados. El factor “Paisaje” contempla la variabilidad entre los cinco paisajes estudiados. El factor “Ambiente” considera las variaciones entre Pastizales y Forestación, y fue usado para estimar el impacto de la forestación. Los efectos significativos ($p < 0.05$) son resaltados.

Table 3. Results of PERMANOVA applied on richness and abundance of the studied assemblages of birds and mammals. The “Landscape” factor considers the variability among the five landscapes studied. The “Environment” factor considers the variations between grasslands and forest plantations and was used to estimate the impact of afforestation. Significant effects ($p < 0.05$) were highlighted.

Grupo	Atributo	Factor	Todas las especies	Especies de ambientes abiertos	Especies de ambientes cerrados	Especies generalistas
Mamíferos	Riqueza	Paisaje	$F_{4,95} = 2.09 (0.06)$	-	$F_{4,95} = 1.44 (0.16)$	$F_{4,95} = 1.85 (0.08)$
		Ambiente	$F_{1,95} = 14.09 (< 0.001)$	-	$F_{1,95} = 3.27 (0.04)$	$F_{1,95} = 6.53 (0.006)$
	Abundancia	Interacción	$F_{4,95} = -0.84 (0.14)$	-	$F_{4,95} = -0.09 (0.29)$	$F_{4,95} = 0.06 (0.11)$
		Paisaje	$F_{4,95} = 2.14 (0.06)$	-	$F_{4,95} = 1.44 (0.16)$	$F_{4,95} = 1.84 (0.08)$
		Ambiente	$F_{1,95} = 7.60 (0.004)$	-	$F_{1,95} = 3.28 (0.05)$	$F_{1,95} = 6.53 (0.004)$
		Interacción	$F_{4,95} = 0.09 (0.10)$	-	$F_{4,95} = -0.09 (0.27)$	$F_{4,95} = 0.06 (0.12)$
Aves	Riqueza	Paisaje	$F_{4,95} = 2.12 (0.1)$	$F_{4,95} = 1.37 (0.26)$	$F_{4,95} = 1.43 (0.24)$	$F_{4,95} = 1.33 (0.27)$
		Ambiente	$F_{1,95} = 100.46 (< 0.001)$	$F_{1,95} = 151.96 (< 0.001)$	$F_{1,95} = 2.38 (0.12)$	$F_{1,95} = 15.19 (< 0.001)$
	Abundancia	Interacción	$F_{4,95} = 1.19 (0.33)$	$F_{4,95} = 1.37 (0.27)$	$F_{4,95} = 1.13 (0.36)$	$F_{4,95} = 1.50 (0.22)$
		Paisaje	$F_{4,95} = 1.99 (0.11)$	$F_{4,95} = 1.71 (0.16)$	$F_{4,95} = 1.12 (0.37)$	$F_{4,95} = 0.60 (0.69)$
		Ambiente	$F_{1,95} = 93.77 (< 0.001)$	$F_{1,95} = 73.41 (< 0.001)$	$F_{1,95} = 0.962 (0.33)$	$F_{1,95} = 20.48 (< 0.001)$
		Interacción	$F_{4,95} = 1.74 (0.16)$	$F_{4,95} = 1.71 (0.17)$	$F_{4,95} = 1.37 (0.26)$	$F_{4,95} = 0.55 (0.70)$

los ensamblajes observados dentro de las plantaciones forestales, en riqueza y abundancia, concordando con lo reportado por revisiones (e.g. [Brockerhoff et al. 2008](#); [Bremer y Farley 2010](#)) y estudios previos en la región de los PRP (e.g. [Dota y Verdade 2007](#); [Filloy et al. 2010](#); [Dias et al. 2013](#)) y en el norte de Uruguay ([Andrade y Aide 2010](#)). Sin embargo, los contrastes pastizal-forestación indicaron que los generalistas también fueron negativamente afectados por la forestación, particularmente las aves.

En regiones boscosas se ha acumulado evidencia apoyando la idea de que los rodales forestales representan un hábitat que puede ser utilizable por algunas especies del bosque natural ([Estades 1994](#); [Brockerhoff et al. 2008](#); [Jasson et al. 2011](#); [Jacoboski et al. 2016](#); [Biz et al. 2017](#)). En tal sentido, cabría esperar que las plantaciones forestales de Uruguay pudieran ser usadas por especies de ambientes cerrados, tales como bosques fluviales y serranos. En este trabajo no encontramos evidencia a favor de esta hipótesis. En los mamíferos, contrariamente a lo esperado, se detectaron efectos negativos de la forestación. Es decir que se registraron más especies y mayores abundancias de especialistas de ambientes cerrados en pastizales, que en plantaciones forestales. En el caso de las aves, se observaron tendencias positivas, con mayor riqueza y abundancia en plantaciones forestales, pero que no fueron significativas. Si bien se encontraron aves de ambientes cerrados en forestación, en promedio solo fueron 4 (10%) de las 44 especies que estuvieron presentes en bosques cerrados, lo cual concuerda con algunos estudios dentro ([Marsden et al. 2001](#)) y fuera ([Farwing et al. 2008](#)) de la región.

Una de las principales conclusiones de nuestro trabajo es que la sustitución de pastizales por plantaciones forestales genera impactos locales negativos sobre los ensamblajes de aves y mamíferos. Las plantaciones forestales no tienen prácticamente valor como hábitat para las aves y mamíferos especialistas de ambientes abiertos, que son en general incapaces de usar este ambiente. Sin embargo, la forestación aporta un complemento de hábitat para algunas especies generalistas y especialistas de ambientes cerrados, pero que no llega a superar el valor de los pastizales como hábitat secundario para estos subensamblajes.

El bajo valor de la forestación como hábitat para las aves y mamíferos, probablemente se explique por la complejidad estructural y oferta de recursos (ver [Zurita y Bellocq 2012](#)). Para la fauna de ambientes abiertos, la forestación representa un ambiente de alto contraste, donde la oferta de recursos (e.g., biomasa de herbáceas) y condiciones ambientales (e.g., luz) son muy distintas. Para los especialistas de ambientes cerrados, la forestación constituiría un ambiente menos contrastante, pero claramente con una complejidad estructural mucho menor que los bosques naturales. Observaciones en rodales viejos de *Eucaliptus*, plantados con el objetivo de generar resguardos para el ganado en áreas de pastizal, apoyan la idea de que la complejidad estructural es central en la determinación de la calidad de estos ambientes como hábitat para la fauna ([Barlow et al. 2008](#)). En estos rodales viejos, la altura, cobertura y diversidad de la vegetación del sotobosque, abundancia de epífitas y ramificación, son mayores que en las plantaciones industriales de *Eucaliptus* estudiadas aquí (8-10 años), así como la diversidad y abundancia de aves, alcanzando valores similares a bosques nativos.

Efectos de la forestación sobre la riqueza de especies a escala del paisaje

Algunas evidencias sugieren que la forestación podría tener efectos positivos sobre la diversidad de especies a escala del paisaje en regiones boscosas, cuando sustituye plantaciones agrícolas ([Brockerhoff et al. 2008](#)). En comparación a un cultivo agrícola, una forestación tiene mayor similitud estructural con un bosque natural, y por tanto podría aportar hábitat secundario para algunas especies, aumentar la conectividad del paisaje y actuar como área de amortiguación para los parches de bosque natural ([Brockerhoff et al. 2008](#)).

Por el contrario, en regiones de pastizal, la forestación implica la instalación de un ambiente de alto contraste con la matriz natural de pastizal. En este caso, cabría esperar efectos negativos sobre la diversidad del paisaje, particularmente sobre las especies especialistas de ambientes abiertos. En nuestro estudio, la riqueza global de aves y mamíferos en el paisaje no varió significativamente con el porcentaje de forestación. Esto sugiere que, a pesar de los claros impactos locales de la forestación, la mayoría de las especies de aves y mamíferos lograrían persistir en paisajes forestados, con porcentajes de forestación menores al 40%.

Los mamíferos parecen no ser afectados en absoluto por la forestación, ya que mantuvieron en todos los paisajes, independientemente del grado de forestación, una riqueza de 9-12 especies. Los especialistas de ambientes abiertos, especialistas de ambientes cerrados y generalistas, exhibieron la misma tendencia que el ensamblaje global, mostrando evidencias de independencia con respecto al grado de forestación. La baja sensibilidad de los mamíferos a la forestación se explicaría en parte por la muy baja riqueza y abundancia de especialistas de ambientes abiertos en el país (tres especies, [González y Martínez-Lanfranco 2010](#)). Los generalistas y especialistas de ambientes cerrados conforman el 93% del ensamblaje total, y de acuerdo con nuestros resultados, usan preferentemente ambientes boscosos, y en algunos casos usan o transitan las áreas forestadas. Por tanto, la distribución y abundancia de mamíferos en estos paisajes posiblemente dependa de la superficie y condición ambiental de los bosques naturales.

En el caso de las aves, la riqueza global de especies tendió a decrecer levemente con el porcentaje de forestación, pero no de manera significativa. Sin embargo, dentro de las especialistas de ambientes abiertos se detectó una reducción significativa en la riqueza específica hacia los paisajes con mayor grado de forestación. En el paisaje menos forestado (i.e., Cueva del Tigre) la riqueza de aves especialistas de ambientes abiertos llegó a 40 especies, valor muy cercano a las 45 especies de aves de pastizal registrado en paisajes no forestados del este de Uruguay, por [Da Silva et al. \(2015\)](#), en base a 80 puntos de conteo. Con el aumento del porcentaje de forestación en los paisajes estudiados, se fue reduciendo la riqueza de aves especialistas de ambientes abiertos, llegándose a una reducción de 15 especies en el paisaje más forestado (i.e., Las Lilas). Esta pérdida de 15 especies (i.e., reducción de 37.5%) en el paisaje no podría explicarse por una disminución del ensamblaje regional de aves, ya que, por el contrario, la riqueza regional de este grupo de aves aumentó a lo largo del gradiente de forestación (ver [Fig. 5](#)). Estos resultados indican que las aves especialistas de ambientes abiertos son muy vulnerables a la sustitución de pastizales por forestación en el paisaje, concordando con observaciones previas en la región (e.g. [Codesido et al. 2011](#); [Medan et al. 2011](#); [Dotta et al. 2016](#)).

Conservación de aves y mamíferos en paisajes forestados

Nuestros resultados muestran que la forestación genera impactos negativos sobre la mayoría de las especies de aves y mamíferos a escala de rodal. Sin embargo, la sumatoria de estos efectos locales no parecen reducir la probabilidad de ocurrencia de la mayoría de las especies en el paisaje, con la excepción de las aves especialistas de ambientes abiertos. Esto sugiere que la conservación de los mamíferos de mediano/gran porte, y de las aves especialistas de bosques cerrados y las generalistas, es viable en paisajes forestados que retienen al menos un 60% de la matriz original (pastizales, bosques, humedales). No obstante, cabe destacar que la forestación es relativamente nueva en Uruguay (~30 años), por lo que no se puede descartar que a medida que se expanda en el territorio y se prolongue en el tiempo, se puedan generar efectos acumulativos que impacten sobre la biodiversidad del paisaje, y que no serían detectables por nuestro estudio puntual.

La conservación de aves especialistas de ambientes abiertos en paisajes forestados constituye un desafío importante para la sustentabilidad del sector forestal, ya que un número creciente de

estas aves desaparece del paisaje a medida que la forestación se expande. Dentro de las aves especialistas de ambientes abiertos, se debería prestar especial atención a las especies más vulnerables. Por ejemplo, en este estudio registramos a la Ratonera Aperdizada (*Cistothorus platensis*), catalogada como Vulnerable (VU) en Uruguay (Azpiroz et al. 2012), exclusivamente en el paisaje menos forestado (Cueva del Tigre), en parches de pastizal alejados de rodales forestales. Otra especie vulnerable que solo fue registrada en paisajes poco forestados (Los Arroyos), fue la Lechucita de Campo (*Athene cunicularia*), catalogada como Casi Amenazada (NT) en Uruguay (Azpiroz et al. 2012). Pero al mismo tiempo, en el paisaje más forestado (Las Lilas), se registraron individuos (juvenil macho y hembra) del Capuchino Boina Gris (*Sporophila cinnamomea*), Vulnerable (VU) a nivel nacional y global (Azpiroz et al. 2012), en una gran extensión de pastizales uliginosos rodeados por forestación. Este registro apoya la hipótesis de que los relictos de pastizales naturales pueden servir de hábitat para especies amenazadas, incluso en paisajes con un alto porcentaje de forestación. Sin embargo, se ha demostrado que la abundancia de las aves en pastizales remanentes dentro de paisajes agroforestales depende fuertemente del tamaño del parche (Preteili et al. 2017). Por lo tanto, para asegurar la viabilidad de las especies de interés para la conservación dentro de estos parches remanentes, los estudios de área mínima viable serían fundamentales.

Dado que el porcentaje de forestación parece impactar potencialmente sobre la riqueza de aves del paisaje, resultaría imposible maximizar simultáneamente la producción forestal y la diversidad de aves. Por tanto, se debería abordar el problema desde la óptica de la optimización, para ajustar un porcentaje de forestación del paisaje que tienda a la sustentabilidad. La protección y gestión sustentable de los ambientes naturales remanentes es, por tanto, de gran relevancia para la conservación de la diversidad en estos paisajes. La declaración de áreas de alto valor de conservación (AAVC) en el marco de la certificación FSC de producción forestal sustentable, es sin lugar a duda una herramienta de gestión muy importante para avanzar en esta línea. Uruguay ya cuenta con más de 7000 ha incluidas en AAVC. Incluso, nuestro grupo de investigación está actualmente trabajando con la empresa forestal MDP para declarar 5 nuevas AAVC, que sumarían 1500 ha a la red privada de áreas de conservación del sector forestal. Adicionalmente, se deberían tomar medidas tendientes a mitigar el impacto de la forestación sobre las aves, como por ejemplo proteger los pastizales naturales remanentes del sobrepastoreo y expandir las áreas de pastizal entre los rodales forestales (e.g. cortafuegos).

Finalmente, una adecuada estrategia de conservación de aves especialistas de ambientes abiertos en paisajes forestados debería considerar la dinámica de parches generada por el ciclo de producción forestal. Varios trabajos (e.g. Barbaro et al. 2007; Van Halder et al. 2008) muestran, incluso en Uruguay (Six et al. 2014), que el efecto local de la forestación sobre las especies de ambientes abiertos varía fuertemente durante el ciclo de producción. Normalmente es muy bajo durante los primeros años de la plantación, es máxima en la etapa pre-cosecha (8-10 años en Uruguay), y prácticamente nula luego de la cosecha, por la rápida recuperación de la comunidad vegetal. Esto sugiere que la colonización de los rodales cosechados es un proceso relevante para mantener la diversidad de especies de hábitats abierto en paisajes forestados.

Agradecimientos

A la empresa forestal Montes del Plata (MDP) por facilitarnos el acceso a los sitios de estudio y apoyar la logística del trabajo de campo. Agradecemos especialmente al encargado del área ambiental de MDP, Ing.Agr. Horacio Giordano, por el permanente apoyo e intercambio de ideas para promover la conservación de la biodiversidad en paisajes forestales. Este estudio fue financiado por el Proyecto "Áreas de Alto Valor de Conservación en tierras

forestales: caracterización biótica, conectividad ecológica y servicios ecosistémicos", cofinanciado por CSIC y MDP, en el marco del Programa Vinculación Universidad-Sociedad y Producción. A dos revisores anónimos que evaluaron una primera versión del manuscrito, aportando sustancialmente a su mejora.

Referencias

- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46.
- Andrade, M.J., Aide, T.M. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoología* 27 (6): 909-917.
- Azevedo, C.S., Tinoco H.P., Ferraz J.B., Young R.J. 2006. Unusual nest site for greater rheas (*Rhea americana*, Rheidae, Aves). *Revista Brasileira de Ornitología* 14: 289-290.
- Azpiroz, A.B. 2003. *Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación*. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo, Uruguay.
- Azpiroz, A.B., M. Alfaro, Jiménez, S. 2012. *Lista Roja de las Aves del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*. Dirección Nacional de Medio Ambiente, Montevideo, Uruguay.
- Baldi, G., Paruelo, J.M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13(2): 6.
- Balmford, A., Bond, W. 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters* 8: 1218-1234.
- Barbaro L., Rossi, J.P., Vetillard, F., Nezan, J., Jactel, H. 2007. The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of Biogeography* 34:652-664
- Barlow, J., Araujo, I.S., Overal, W.L., Gardner, T.A., Da Silva Mendes, F., Lake, I., Peres, C.A. 2008. Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical *Eucalyptus* plantations. *Biodiversity Conservation* 17(5): 1089-1104.
- Betts, M.G., Simon, N.P., Nocera, J.J. 2005. Point count summary statistics differentially predict reproductive activity in bird-habitat relationship studies. *Journal of Ornithology* 146: 151-159.
- Bibby, C., Jones, M., Marsden, S. 2000. *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Royal Geographical Society, London, United Kingdom.
- Bilena, D., Miñarro, F. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.
- Biz, M., Cornelius, C., Paul, J., Metzger, W. 2017. Matrix type affects movement behavior of a Neotropical understory forest bird. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15(1):10-17.
- Brazeiro, A. 2015. *Ecorregiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación: Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-Uruguay, SZU. Montevideo, Uruguay.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Bartsaghi, L., Ceroni, M., Aldabe, J., Carreira, S., Duarte, A., González, E., Haretche, F., Loureiro, M., Martínez, J.A., Maneyro, R., Serra, S., Zarucki, M. 2015. Mapeo y base de datos de biodiversidad de Uruguay. En: Brazeiro, A. (Ed). *Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación*. pp 22-31. Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, Sociedad Zoológica de Uruguay.
- Bremer, L., Farley, K. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19: 3893-3915.
- Brocknerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity Conservation* 17: 925-951.
- Brown, J.H., Gillooly, W.J., Allen, A.P., Savage, V.M., West, G.B. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85(7): 1771-1789.
- Chapin, F.S. III, Walker, B.H., Hobbs, R.J., Hooper, D.U., Lawton, J.H., Sala, O.E., Tilman, D. 1997. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. *Science* 277(5325): 500-504.
- Cid, F.D., Caviedes-Vidal, E. 2014. Differences in bird assemblages between native natural habitats and small-scale tree plantations in the semiarid midwest of Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* 126(4):673-685.

- Codesido, M., González-Fischer, C., Bilenca, D. 2011. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *The Condor* 113: 266–73.
- Colwell, R.K. 2013. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*, Version 9.1.0. Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, USA.
- Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L., Longino, J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3-21.
- Costa, L.M., Silva, G.H., Rodrigues, M. 2014. Ninho de ema Rhea americana em eucaliptal e comportamento de defesa do macho. *Atualidades Ornitológicas* 182: 4-7.
- Cremen, C. 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1-25.
- Da Silva, T.W., Dotta G., Suertegaray Fontana C. 2015. Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. *The Condor* 117(1):53-63.
- 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*). *Journal of Mammalogy* 90: 479-490.
- Dias, R.A., Bastazini, V.A.G., Goncalves, M.S.S., Bonow, F.C., Muller, S.C. 2013. Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia Serie Zool* 103(1):12–19.
- DIEA. 2016. Anuario estadístico agropecuario 2016. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo, Uruguay. <http://www.mgap.gub.uy/unidad-ejecutora/oficina-de-programacion-y-politicas-agropecuarias/publicaciones/anuarios-diea/anuario2016>
- Dotta, G., Verdade, L. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropical* 7 (2): 287-292.
- Dotta, G., Phalan, B., Silva, T.W., Green, R., Balmford, A. 2016: Assessing strategies to reconcile agriculture and bird conservation in the temperate grasslands of South America. *Conservation Biology* 30(3):618-27. doi: 10.1111/cobi.12635
- Estades, C.F. 1994. Impacto de la sustitución del bosque natural por plantaciones de *Pinus radiata* sobre una comunidad de aves en la Octava Región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 1:8-14.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOSTAT) 2018. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>
- Farwing, N., Sajita, N., Böhning-Gaese, K. 2008. Conservation value of forest plantations for bird communities in western Kenya. *Forest Ecology and Management* 255: 3885–3892.
- 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.
- Gibbons, D.W., Gregory, R.D. 2006. *Birds*. En: Sutherland, W.J. (ed), *Ecological Census Techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- González, E.M., Martínez-Lanfranco, J.A. 2010. *Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación*. Vida Silvestre-Museo Nacional de Historia Natural. Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo, Uruguay.
- Grau, R., Kuemmerle, T., Macchi, L. 2013. Beyond “land sparing versus land sharing”: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5: 477–483.
- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307(5709): 550–555.
- Hamel, P. B., Smith, W.P., Twedt, D.J., Woehr, J.R., Morris, E., Hamilton, R.B., Cooper, R.J. 1996. *A land manager's guide to point counts of birds in the Southeast*. Dept of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, GTR-SO-120, New Orleans, EEUU.
- Jacoboski, L.I., Mendonça-Lima, A. de, Hartz, S.M. 2016. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. *Brazilian Journal of Biology* 76(3): 1–9.
- Jasson, R. John, M., Jonathan, D., Kabigumila, L. 2011. The use of bird species richness and abundance indices to assess the conservation value of exotic Eucalyptus plantations. *Ostrich: Journal of African Ornithology* 82:27-37
- Jobbágy, E.G., Vasallo, M., Farley, K.A., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F., Nosoletto, M.D., Jackson, R.B., Paruelo, J.M. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* 2: 109–124.
- Juarez, K.M., Marinho-Filho, J. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. *Journal of Mammalogy* 83 (4): 925–933.
- Julliard, R., Jiguet, F., Couvet, D. 2004. Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* 10:148–154.
- Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, J., Couvet, D. 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters* 9: 1237–1244.
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T. 2007. Domesticated nature: Shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316(5833): 1866–1869.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., et al. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4): 261–269.
- 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. *Forest Ecology and Management* 269: 271–278.
- Long, R.A., MacKay, P., Ray, J., Zielinski, W. 2008. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press. Washington, EE.UU.
- Maffei, L., Taber, A.B. 2003. Área de acción, actividad y uso del hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. *Mastozoología Neotropical* 10: 154–160.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737–751.
- Medan, D., Torretta J.P., Hodara, K., de la Fuente, E., Montaldo, N.H. 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity Conservation* 20:3077–3100.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystem and human well-being: A framework for assessment*. Island Press. Washington. D.C, EE.UU.
- Modernel, P., Rossing, W.A.H., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., Tittonell, T. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters* 11.
- MVOTMA. 2012. *Mapa de cobertura del suelo de Uruguay*. MVOTMA/MGAP/OPP. <http://mvotma.gub.uy/ciudadania/biblioteca/documentos-de-ordenamiento-territorial/item/10006416-mapas-de-coberturas-de-suelo-del-uruguay.html>
- Paruelo, J.M., Guerschman, J., Piñeiro, G., Jobbágy, E., Verón, S., Baldi, G., Baeza, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10:47-61.
- Paruelo, J.M., Jobbágy, E.G., Oesterheld, M., Golluscio, R.A., Aguiar, M.R. 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. 232–248 pp. En Veblen, T.T., Young, K.R., Orme, A.R. (Eds.) *The physical geography of South America*. Oxford University Press, New York, EE.UU.
- Paruelo, J.M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdana, L., Gallego, F. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators* 71: 145–154.
- Perfecto, I., Vandermeer, J. 2002. The quality of the agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16: 174–182.
- Petraglia, C., Dell'Acqua, M. 2006. *Actualización de la carta forestal del Uruguay con imágenes del año 2004*. Sistema de Información Geográfica, Dirección General de Recursos Naturales Renovables, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Montevideo, Uruguay.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and Land sparing compared. *Science* 333(6047): 1289–1291.
- Phifer, C., Knowlton, J.L., Webster, C.R., Flaspohler, D.J., Licata, J.A. 2016. Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. *Biodiversity Conservation* 26(13): 3073-3101.
- Pretelli, M.G., Isacch, J.P., Cardoni, D.A. 2017. Species-area relationships of specialist versus opportunistic pampas grassland birds depend on the surrounding landscape matrix. *Ardeola* 65(1): 3-23.

- Ralph, C.J., Droege, S., Sauer, J.R. 1995. *Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications*. En: Ralph, C. John; Sauer, John R.; Droege, S. (eds), *Monitoring bird populations by point counts*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., DeSante, D.F., Millá, B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Remsen, J.V., Areta, J.I., Cadena, C.D., Claramunt, S., Jaramillo, A., Pacheco, J.F., Pérez-Emán, J., et al. 2017. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- Sala, O.E., Chapin, I.F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber Sanwald, E., Huenneke, L.F., et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770–1774.
- Six, L.J., Bakker, J.D., Bilby, R.E. 2014. Vegetation dynamics in a novel ecosystem: agroforestry effects on grassland vegetation in Uruguay. *Ecosphere* 5(6):74.
- Skole, D., Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260: 1905–09.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, W.H. and Company.
- Soriano, A. 1992. Rio de la Plata Grasslands. En: Coupland, R.T. (Ed.), *Ecosystems of the World. Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere*, pp. 367–407. Elsevier, New York, EE.UU.
- Stephens, S.S., Wagner, M.R. 2007. Forest plantations and biodiversity: A fresh perspective. *Journal of Forestry* 105: 307–313.
- Uruguay XX1 2017: Investment opportunities: Forestry sector. <http://www.uruguayxxi.gub.uy/informacion/wp-content/uploads/sites/9/2017/09/Forestry-Industry-Uruguay-XXI-2017.pdf>
- Van Halder, I., Barbaro, L., Corcket, E., Jactel, H. 2008. Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations. *Biodiversity Conservation* 17(5):1149–1169.
- Vitousek, P. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology* 75:1861-1876.
- 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(3):412–419.