



PEDECIBA - Área Biología, Subárea Ecología y Evolución
TESIS DE MAESTRÍA

Diversidad taxonómica y funcional de aves en pastizales forestados de Uruguay



Lic. Pablo G. Fernández-Santiago
Mayo 2023

Orientador: Dr. Alejandro Brazeiro (IECA-Facultad de Ciencias, Udelar)

Tribunal

Presidente: Dr. Miguel Simó (IB-Facultad de Ciencias, Udelar)

Vocales: Dra. Matilde Alfaro (CURE, Udelar);
Dr. Rafael Días (Universidad Federal de Pelotas, RS-Brasil)

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
1.1. Forestación de pastizales (aforestación)	2
1.2. Forestación y bosques de los PRP	4
1.3. Diversidad de aves y aforestación: abordaje taxonómico y funcional	5
1.4. Variabilidad espacial y temporal de los efectos de la forestación	6
2. OBJETIVOS	8
2.1. Objetivo general	8
2.2. Objetivos específicos	8
3. HIPÓTESIS	8
3.1. Hipótesis 1	8
3.2. Hipótesis 2	8
4. MÉTODOS	9
4.1. Sistema de estudio	9
4.1.1. Área de estudio	9
4.1.2. Diseño de muestreo	10
4.1.3. Caracterización del paisaje	12
4.1.4. Selección de sitio y caracterización de ambientes	13
4.2. Grupo de estudio: Aves	14
4.2.1. Diversidad Taxonómica	14
4.2.2. Diversidad Funcional	14
4.2.3. Muestreo de aves	18
4.3. Análisis de datos	19
4.3.1. Diversidad gamma (γ)	19
4.3.2. Diversidad beta (β)	20
4.3.3. Diversidad alfa (α)	21
5. RESULTADOS	23
5.1. Estructura de la vegetación	23
5.2. Diversidad Gamma (γ)	23
5.2.1. Avifauna del área de estudio	23
5.3. Diversidad Beta (β)	26
5.4. Diversidad Alfa (α)	29
5.4.1. Efectos de la forestación a escala local	29

5.4.2.	Efecto de la forestación en el paisaje	32
6.	DISCUSIÓN.....	34
6.1.	Caracterización de la avifauna del área de estudio	34
6.2.	Comparación de diversidad entre ambientes nativos y forestación.....	35
6.2.1.	Estructura de los ensambles.....	35
6.2.2.	Patrones de composición	37
6.3.	Efectos de la forestación en el paisaje.....	42
6.4.	Consideraciones finales	44
	AGRADECIMIENTOS	49
	FINANCIAMIENTO Y LOGÍSTICA	49
7.	BIBLIOGRAFÍA.....	50
8.	ANEXOS	- 1 -
8.1.	Lista de especies registradas durante los muestreos	- 1 -
8.2.	Diversidad taxonómica y funcional en forestación	- 7 -
8.3.	Biomasa relativa de los grupos funcionales.....	- 8 -
8.4.	Estimación de diversidad y cobertura de muestreo	- 9 -
8.5.	Caracterización del paisaje (3 km)	- 10 -
8.6.	Estructura de la vegetación	- 11 -
8.7.	Clasificación de las especies	- 13 -
8.7.1.	Lista de especies.....	- 13 -
8.7.2.	Grupos funcionales.....	- 13 -
8.7.3.	Preferencia de hábitat	- 19 -
8.8.	StepFD: Reporte de reproducibilidad de los análisis de diversidad funcional	- 21 -
8.9.	Esfuerzo de muestreo.....	- 25 -
8.10.	Modelación estadística (otros resultados).....	- 26 -
8.10.1.	Correlación entre variables de respuesta	- 26 -
8.10.2.	Efectos de la forestación a escala local (diversidad alfa)	- 27 -
8.10.3.	Efectos de la forestación en el paisaje.....	- 28 -
8.10.4.	Problemas de Ajuste: datos de los grupos funcionales.....	- 29 -

RESUMEN

La superficie forestada en Uruguay ha experimentado un rápido crecimiento en las últimas décadas, siendo la industria de la celulosa uno de los principales impulsores. Esto ha llevado a la sustitución de pastizales naturales por cultivos forestales de rápido crecimiento y ciclos cortos, especialmente en la cuenca hidrográfica del Río Negro, región que concentra más del 50% de la superficie forestal del país. Debido a la pérdida y fragmentación de hábitat, la forestación de pastizales puede tener efectos negativos en la biodiversidad asociada a estos ecosistemas.

En el presente estudio se midió la diversidad taxonómica (especies) y funcional (rasgos funcionales) de aves para evaluar los efectos de (1) la sustitución local de pastizales por plantaciones de *Eucalyptus* sp.; y (2) los cambios en la configuración del paisaje a medida que aumenta la superficie forestada. Durante los años 2015-2020 se relevaron 13 localidades distribuidas en la cuenca hidrográfica del Río Negro, en base muestreos estandarizados (i.e. 734 puntos de conteo de aves, de radio y tiempo fijo). Se utilizaron métricas de diversidad taxonómica y funcional, evaluadas a partir de los componentes gamma (γ), alfa (α) y beta (β) de la diversidad de aves, en cinco tipos de ambientes: forestación, pastizal, bajo, bosque y sabana; y dos temporadas anuales: estival e invernal.

La forestación presentó valores de diversidad taxonómica y funcional significativamente menores que los ambientes nativos, tanto a nivel de diversidad gamma como alfa. Respecto a los pastizales, a nivel de diversidad gamma la forestación presentó reducciones de un 68% y 42% de las especies y grupos funcionales, respectivamente. A nivel de diversidad alfa, los efectos de la forestación fueron aún mayores sobre todo considerando la cantidad de individuos y la biomasa en temporada invernal. En cuanto a la composición (diversidad beta), la forestación favoreció el reemplazo de los ensambles de aves de pastizal por ensambles compuestos principalmente por especies generalistas, estando mayormente representadas las especies omnívoras y escansoriales. Por su parte, a medida que aumentó la superficie forestal a escala de paisaje, la diversidad taxonómica en los pastizales y bajos disminuyó, siendo principalmente afectadas las aves especialistas de ambientes abiertos. Esto da la pauta de que los efectos de la forestación pueden extenderse más allá de la superficie plantada. A su vez, se encontraron efectos opuestos con la diversidad funcional, ya que los grupos funcionales aumentaron levemente en los pastizales con mayor nivel de forestación. Lo anterior sugiere que, a medida que aumenta la superficie forestal en el paisaje, las nuevas condiciones podrían ser aprovechadas por especies de otros grupos funcionales. No obstante, se debe tener en cuenta que la diversidad taxonómica tiende a disminuir. Esta disminución podría llevar a una reducción de la redundancia funcional y, consecuentemente, a una disminución de la estabilidad de los procesos ecosistémicos en los que las aves participan a lo largo del ciclo forestal.

Los resultados de este estudio proporcionan información diagnóstica sobre cómo la expansión forestal, para la industria de la celulosa, está afectando a la diversidad de aves en los sistemas de pastizales aquí evaluados. Teniendo en cuenta las perspectivas a largo plazo de este modelo productivo en Uruguay, es crucial encontrar formas de compatibilizar su desarrollo con la conservación de la biodiversidad asociada a pastizales y los procesos ecosistémicos que de ella derivan.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Forestación de pastizales (aforestación)

A nivel global, la creciente demanda de productos derivados de la madera es uno de los grandes impulsores de la actual expansión forestal (i.e. plantaciones forestales) sobre distintos tipos de ecosistemas naturales (Steffen et al., 2015). A su vez, existe un importante estímulo para impulsar a la forestación como medida mitigatoria del cambio climático (Forster et al., 2021; Putz & Redford, 2009). Teniendo en cuenta que la pérdida y la fragmentación de ecosistemas es una de las principales causas de declinación global de biodiversidad (Cardinale et al., 2012; Díaz et al., 2019; Green et al., 2005; McKinney & Lockwood, 1999; Strona & Bradshaw, 2022) la sustitución de ecosistemas naturales por plantaciones forestales puede representar una amenaza potencial para la biodiversidad. Esto ha generado un intenso debate respecto a las implicancias que la actividad forestal tiene para la biodiversidad (Bremer & Farley, 2010; Brockerhoff et al., 2013; Fernandes et al., 2016; Huettmann & Young, 2022; Liu et al., 2018; Stephens & Wagner, 2007). Este debate suele polarizarse entre si la forestación conlleva a la generación de "desiertos ecológicos" o, por el contrario, genera oportunidades para la conservación (Brockerhoff et al., 2008).

La complejidad de este tema radica en que los efectos de la forestación sobre la biodiversidad son altamente variables, dependiendo principalmente del ecosistema que se sustituya (Bremer & Farley, 2010; Stephens & Wagner, 2007) y del contexto biogeográfico (Fillooy et al., 2010). En pocas palabras, se podría resumir que el efecto de un mismo tipo de plantación forestal depende en gran medida de si se trata de "reforestación" (i.e. forestación donde antes había árboles) o de "aforestación" (i.e. forestación donde antes *no* había árboles). Por ejemplo, en regiones donde la matriz natural dominante es (o era) boscosa, se ha argumentado que las plantaciones forestales pueden ser relativamente valiosas en términos de conservación, principalmente en tierras previamente deforestadas (Brockerhoff et al., 2008, 2013, 2017; Stephens & Wagner, 2007). Lo anterior sería exceptuando aquellos casos donde las plantaciones sustituyen directamente a los bosques nativos (Bohada-Murillo et al., 2020; Braun, 2022; Stephens & Wagner, 2007). Sin embargo, en regiones donde la matriz natural son los pastizales, es esperable que la sustitución de pastizales por plantaciones forestales (i.e. aforestación) tenga efectos marcados y negativos para la biodiversidad asociada a estos ecosistemas. Estos casos han sido relativamente menos estudiados [ver revisiones: (Bremer & Farley, 2010)], y en algunas ocasiones los ecosistemas de pastizal han sido erróneamente identificados como sitios oportunos para forestar (Fernandes et al., 2016; Putz & Redford, 2009; Veldman, Overbeck, et al., 2015). Lo anterior denota la importancia de evaluar cada caso de manera precisa a la hora de discernir los impactos potenciales asociados a la actividad forestal (Stephens & Wagner, 2007).

Uruguay, ubicado dentro de una de las ecorregiones de pastizales más extensas del Neotrópico [(i.e. Pastizales del Río de la Plata (PRP) (Soriano, 1991)], representa uno de los casos más importantes de la expansión forestal, concentrando el 47% de la silvicultura de dicha ecorregión (MapBiomass, 2021). Durante las últimas tres décadas, se ha registrado un aumento significativo en la superficie forestada, pasando del 0.9% al 7%, lo que actualmente implica un total de entre 1,1 y 1,3 millones de hectáreas forestadas (DGF-MGAP, 2022; MapBiomass, 2021). En esta expansión, los pastizales naturales han sido los principales ecosistemas sustituidos (Baeza et al.,

2022; MapBiomass, 2021); proyectándose un continuo crecimiento de la superficie forestal para los próximos años (Brazeiro et al., 2020; Geary, 2001; Uruguay XXI, 2021).

La industria de la celulosa es uno de los principales impulsores de la forestación en Uruguay, donde al menos el 64% de la superficie forestada está orientada a esta actividad productiva (Boragno com. pers., 2023; DGF-MGAP, 2022). En este marco, Uruguay se ubica actualmente entre los principales países productores de celulosa (Carrere & Lohmann, 1996; Uruguay XXI, 2021), a lo que se suma la reciente inauguración de una tercera planta de celulosa dentro de la cuenca hidrográfica del Río Negro. Dicha cuenca actualmente concentra más del 50% de la superficie forestada de todo el país (MGAP-DGF, 2021; MVOTMA, 2018).

Para la industria de la celulosa, se cultivan plantaciones en rodales¹ de alta densidad (1400 individuos/hectárea aproximadamente) delimitados por fajas de cortafuego². Los cultivos en general son monoespecíficos y monoetáreos, con especies del Género *Eucalyptus spp.*, utilizando ejemplares seleccionados por su rápido crecimiento, resistencia a enfermedades y a la presión de herbivoría; y capacidad de rebrote una vez cosechado (Poore & Fries, 1988; Uruguay XXI, 2021). Previo a la plantación se realiza el laboreo mecánico de la tierra y se aplican herbicidas, hormiguicidas y fertilizantes. Una vez efectuada la plantación, durante el primer año se repite la aplicación de herbicidas para el control de la vegetación en las fajas de cortafuego. Aproximadamente a partir de los dos años se permite la entrada de ganado, lo que, junto al control mecánico, controla la proliferación del estrato herbáceo en los rodales y cortafuegos durante el resto del ciclo forestal (MDP, 2021a). El período de rotación promedio de este cultivo, desde su plantación hasta la cosecha, es de 10 años pudiendo variar entre 9 y 18 años, dependiendo del desempeño de las plantaciones y de fluctuaciones del mercado (MDP, 2021a). Si bien este ciclo es corto, y a lo largo del mismo la estructura vertical de los rodales forestales varía a medida que crecen los árboles, alrededor del 70% de dicho período la estructura y fisionomía se mantienen relativamente estables (Cravino et al., 2023; Pezda, 2015; Santoandré et al., 2021). Esto suele ocurrir alrededor de los cuatro años de plantación, cuando el dosel se cierra y se produce un contraste estructural más marcado con respecto a los pastizales (Santoandré et al., 2021; Souza et al., 2013).

Por lo anterior, la conversión de pastizales en plantaciones forestales, para la industria de la celulosa, genera marcados cambios estructurales y funcionales con respecto a los ecosistemas que sustituye (Berthrong et al., 2012; Carrasco-Letelier et al., 2004; Jobbágy et al., 2006; Six et al., 2014). A su vez, dado su componente exótico y los cortos períodos de rotación, es uno de los tipos de forestación con mayor efecto esperable sobre las comunidades biológicas locales (Castaño-Villa et al., 2019). En ese sentido, si bien algunos trabajos mencionaban que la forestación puede tener impactos positivos en la biodiversidad de la región (Martino et al., 1997), el consenso actual es que su expansión es una de las principales amenazas a la biodiversidad de pastizales (Achkar et al., 2012; Azpiroz, Isacch, et al., 2012; Brazeiro et al., 2020; Medan et al., 2011; MVOTMA, 2016; Ríos et al., 2013; Six et al., 2014; Soutullo et al., 2013). De hecho, los impactos de la forestación sobre algunos grupos biológicos serían incluso

¹ **Rodal:** Unidad de plantación de árboles, con características de manejo y fisionómicas similares: una o dos especies, clase de edad uniforme, y espaciamiento regular

² **Cortafuego:** faja de terreno entre rodales que no está forestada, y que corta la continuidad de la vegetación, disminuyendo el potencial de propagación del fuego ante un incendio forestal.

mayores que otras prácticas productivas comunes en la región, como la agricultura y la ganadería (Develey et al., 2008; Filloy et al., 2010; Phifer et al., 2016).

Los PRP albergan una importante biodiversidad (Andrade et al., 2018, 2023; Bilenca & Miñarro, 2004; Soriano, 1991), incluyendo algunas especies con problemas de conservación a nivel global (Azpiroz, Alfaro, et al., 2012; Carreira & Maneyro, 2015; Soutullo et al., 2013). Sin embargo, el estado de conservación de los pastizales de la región es subóptimo y el nivel de protección (e.g. áreas protegidas) es sumamente escaso (Olson et al., 2001); y más escasa aun es la superficie protegida de ecosistemas de pastizal (Bilenca & Miñarro, 2004). Es por eso que, dado que el sector forestal se ha establecido como un modelo industrial a largo plazo en la región, es crucial abordar el desafío de comprender y monitorear los impactos de la forestación en la diversidad asociada a los pastizales. Esto permitirá generar insumos diagnósticos y avanzar hacia prácticas sustentables en el sector forestal que se alineen con la conservación de la biodiversidad de los PRP.

1.2. Forestación y bosques de los PRP

Si bien el bioma dominante en los PRP son los pastizales, existen muchos tipos de formaciones boscosas naturales, así como una diversa flora leñosa, que se distribuyen en esta ecorregión, principalmente en el sur de Río Grande del Sur y Uruguay (Andrade et al., 2018; Haretche et al., 2012; Oliveira-Filho et al., 2014). Sin embargo, la cobertura de estos ambientes es relativamente baja. Particularmente en Uruguay, la cobertura de bosques se sitúa en el entorno del 5.9% del territorio, incluyendo bosques de dosel cerrado y sabanas (Betancourt, 2021).

Por su parte la forestación, tanto en Uruguay [(Ley Forestal (Nº 15.939) y Decreto 452/988)] como a nivel global (FAO-FRA, 2020), se incluye también dentro del término “bosque”. Sin embargo, existen diferentes posturas que plantean que los monocultivos forestales no deberían considerarse bosques debido a que, en términos ecológicos, dicho concepto describe ecosistemas naturales que representan mucho más que un conjunto de árboles (Carrere, 2004; Cordero-Rivera, 2011, 2012; Gautreau, 2016; Perry et al., 2008; Putz & Redford, 2009). En el presente trabajo el término “bosque” estará referido únicamente a los ecosistemas naturales de la región en donde el dosel arbóreo domina estructural y fisionómicamente (Betancourt, 2021).

Dado que en Uruguay los bosques están protegidos por la Ley Forestal, estando prohibida su sustitución por cultivos forestales, la forestación no afectaría directamente a estos ecosistemas. Sin embargo, la implantación de cultivos forestales en el paisaje puede producir efectos indirectos en los bosques y las especies que lo componen. Algunos de estos efectos podrían ser positivos; por ejemplo, para la fauna especialista de bosques. Para este grupo, la forestación podría representar un ambiente de menor contraste estructural que los pastizales sustituidos, aumentando así la disponibilidad de hábitat y/o la conectividad (Barros et al., 2019; Biz et al., 2017; Boesing et al., 2018).

A su vez, la estructura y diversidad florística en ecosistemas arbolados tienen efectos complejos sobre la distribución de la fauna local (Hewson et al., 2011). Es por eso, que comparar los patrones de diversidad biológica de los diferentes tipos de bosque con la forestación permitirá

dimensionar las implicancias de esta última en términos de valor relativo como hábitat y oportunidades ecológicas para los ensambles de especies adaptadas a bosques.

1.3. Diversidad de aves y aforestación: abordaje taxonómico y funcional

Las aves representan uno de los grupos más estudiados en el contexto de la forestación de pastizales. En los últimos años, ha sido creciente la cantidad de estudios que evalúan el efecto de la forestación sobre la avifauna en los países que conforman los PRP: Uruguay (Brazeiro et al., 2018; Martínez-Lanfranco et al., 2022); Argentina (Filloy et al., 2010; Lacoretz et al., 2021; Phifer et al., 2016; Vaccaro et al., 2019); y Brasil (Dias et al., 2013; Jacoboski, de Mendonça-Lima, et al., 2016; Jacoboski et al., 2019; Pezda, 2015; Pezda et al., 2021). Estos trabajos se centran en los efectos a nivel de diversidad taxonómica (i.e. dimensión de la diversidad basada en especies), reportando ensambles de aves menos diversos en forestación respecto a los ambientes nativos. A su vez, recientemente algunos estudios han incluido métricas de otras dimensiones de la diversidad, como la diversidad funcional (Jacoboski, Debastiani, et al., 2016; Jacoboski & Hartz, 2020).

La diversidad funcional, comprende la variabilidad de los rasgos funcionales de los organismos que influyen en uno o más aspectos del funcionamiento de los ecosistemas (Díaz & Cabido, 2001; Mason et al., 2005; Tilman, 2000, 2001; Violle et al., 2007). Estos rasgos son determinantes de la aptitud de las especies para interactuar con el entorno y con otras especies (Cadotte et al., 2011; McGill et al., 2006). En ese sentido, evaluar la diversidad funcional es de gran relevancia en el estudio de los procesos que determinan el ensamblaje de especies en los ecosistemas, tanto naturales como alterados (e.g. filtrado ambiental, interacciones bióticas); y además sirve de nexo conceptual entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Balvanera et al., 2006; Cadotte et al., 2011; Mouchet et al., 2010). Por su parte, si bien es un área de la ecología relativamente reciente, en los últimos años han surgido varias propuestas para su evaluación (Mammola et al., 2021; Mouchet et al., 2010; Petchey & Gaston, 2006; Villéger et al., 2008).

En cuanto a la diversidad funcional del grupo de las aves, existe un interés cada vez mayor por entender cómo las especies influyen en el funcionamiento ecosistémico (Kissling et al., 2012; Morante-Filho & Faria, 2017; Nyffeler et al., 2018; Sekercioglu, 2006, 2012; Sekercioglu et al., 2004, 2016; Wenny et al., 2011; Wiens, 1973). Al mismo tiempo aumenta la preocupación por las repercusiones de la pérdida y fragmentación de hábitat en los servicios ecosistémicos provistos por la avifauna (Bregman et al., 2014; Cooke et al., 2019; Devictor, Julliard, Clavel, et al., 2008; Ikin et al., 2019; Mahendiran & Azeez, 2018; Maure et al., 2018; Sekercioglu et al., 2004; Vergara & Simonetti, 2004). En ese contexto, se dispone de una cantidad creciente de información sobre los rasgos funcionales de este grupo (Cooke et al., 2020; Tobias et al., 2022; Wilman et al., 2014) así como de protocolos para su medición (Salgado-Negret, 2016).

Un aspecto clave, es la selección del conjunto de rasgos funcionales que permitan abordar la diversidad funcional. Esto dependerá en gran medida de la pregunta de investigación y del grupo de estudio (Palacio et al., 2022). Para el caso de las aves, los principales procesos y servicios ecosistémicos en los que participan están estrechamente ligados a su ecología trófica (e.g., control de herbivoría, polinización, dispersión de semillas) (Kissling et al., 2012; Nyffeler et al., 2018; Sekercioglu et al., 2016; Whelan et al., 2008; Zaccagnini et al., 2011). Esto se debe en gran

medida a sus altas demandas metabólicas: endotermia, homotermia, adaptaciones al vuelo y gran capacidad de dispersión (Ares, 2013); lo que conlleva a que buena parte de su actividad la inviertan en la búsqueda de alimento (Sekercioglu et al., 2016; Whelan et al., 2008). De esta manera, abordar la diversidad funcional de las aves mediante rasgos relacionados con la ecología trófica, puede resultar de utilidad para estudiar la relación entre las especies y los procesos ecosistémicos en los que participan (Gray et al., 2007; Sekercioglu, 2012).

En el contexto de la expansión forestal, incluir la evaluación de la diversidad taxonómica y funcional permitirá mejorar la comprensión de los efectos de la forestación sobre la avifauna de los PRP, permitiendo dilucidar congruencias o desacoples entre ambas dimensiones de la diversidad (Cadotte et al., 2011; Díaz & Cabido, 2001; Estes et al., 2011; Fonseca & Ganade, 2001; Petchey & Gaston, 2006). Esto es importante ya que, si bien algunos índices de diversidad funcional tienden correlacionarse con la diversidad taxonómica, la relación no siempre es lineal (Cardoso et al., 2014; Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). Por ejemplo, si varias especies de un ensamble cumplen funciones ecosistémicas similares, la extinción de especies no necesariamente tiene que traducirse en extinción funcional, pudiendo asegurar la estabilidad del funcionamiento ecosistémico (Fonseca & Ganade, 2001; Luck et al., 2013; Maure et al., 2018; Mouchet et al., 2010). Esto se conoce como “redundancia funcional”, una propiedad importante de los ecosistemas que amortigua los efectos de la extinción de especies, pero que disminuye a medida que las alteraciones ambientales se acentúan (Ibarra & Martin, 2015; Laliberté et al., 2010; Maure et al., 2018). Por su parte, también puede darse el efecto contrario donde, ante perturbaciones ambientales la diversidad funcional responde de manera más pronunciada de lo esperado según el número de especies (Flynn et al., 2009; Petchey et al., 2007).

En línea con lo anterior, el análisis de la diversidad funcional permitirá profundizar en los procesos que determinan el ensamblaje de especies en el nuevo ambiente que generan las plantaciones forestales (Kraft et al., 2015; Temperton et al., 2004; Weiher & Keddy, 2004). Esto es relevante ya que las especies pueden responder de manera diferente a la forestación de pastizales dependiendo de sus rasgos funcionales, los cuales determinan sus requerimientos de hábitat (Cadotte et al., 2011; Devictor, Julliard, & Jiguet, 2008). En ese sentido, es esperable que la forestación de ecosistemas de pastizales desplace a las aves especialistas de pastizal (Codesido et al., 2011, 2012, 2013; Fernández et al., 2004; Gavier-Pizarro et al., 2012; Jahn et al., 2017; Wilson et al., 2014); y que favorezca a las especies generalistas y, secundariamente, a las especialistas de bosque (Bellocq et al., 2011; Devictor, Julliard, & Jiguet, 2008; Jacoboski, de Mendonça-Lima, et al., 2016; Sarasola & Negro, 2006). Como consecuencia, la conversión de pastizales en cultivos forestales puede desfavorecer la presencia de determinados rasgos funcionales (Ikin et al., 2019; Luck et al., 2013; Vergara & Simonetti, 2004); y al mismo tiempo favorecer la persistencia o la incorporación de otros previamente ausentes (Jacoboski, de Mendonça-Lima, et al., 2016). Esto puede cambiar la magnitud y dirección de algunos procesos ecosistémicos.

1.4. Variabilidad espacial y temporal de los efectos de la forestación

Un aspecto que ha sido escasamente estudiado en cuanto a los efectos de la forestación en la biodiversidad es su variabilidad a distintas escalas espaciales y temporales (Brazeiro et al., 2018; Wilson et al., 2014). Lo anterior es importante ya que la magnitud y dirección de la incidencia

de los procesos ecológicos puede variar en función de la escala en la cual se estudien (Cueto, 1996; García, 2006; Huston, 1999; McGill, 2010; Ricklefs, 1987). En particular, los cambios en la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes pueden ser escala-dependientes (Jarzyna & Jetz, 2018; McGill, 2010).

La gran mayoría de los trabajos dentro de este contexto se centran en los efectos locales de la forestación causados por la sustitución de ecosistemas, comparando la diversidad de las plantaciones con la de los ambientes nativos (Bremer & Farley, 2010; Stephens & Wagner, 2007). Pero la forestación puede tener efectos que van más allá de la superficie afectada localmente, siendo relevante considerar también los posibles efectos en la estructura de los paisajes, y cómo esto puede influir en los patrones de diversidad local en aquellos ambientes de alrededores a la forestación (J. B. Dunning et al., 1992; Fahrig et al., 2019).

En el contexto de los PRP, un escenario esperable es que a medida que aumenta el área forestada en el paisaje disminuya la cantidad de matriz de pastizales disponible; y por consiguiente disminuyan los niveles de diversidad local, taxonómica y/o funcional, en los ensamblajes de aves que utilizan los parches de pastizal remanentes (Pretelli et al., 2018; Vandermeer & Carvajal, 2001). Esto es esperable ya que dichos cambios estructurales a escala del paisaje (e.g., pérdida de hábitat, fragmentación; efecto de borde) pueden reducir la disponibilidad, calidad y conectividad de hábitat en matrices de pastizales, lo cual ha sido reportado en numerosos estudios realizados principalmente en paisajes con agricultura (Cerezo et al., 2011; Codesido et al., 2013; Da Silva et al., 2015; Dotta et al., 2015; Gutiérrez et al., 2012; Wilson et al., 2014). Sin embargo, un moderado aumento de la superficie forestada en el paisaje podría implicar un aumento de la heterogeneidad ambiental a dicha escala. Lo anterior podría propiciar la presencia de especies que aprovechan las nuevas condiciones y al mismo tiempo permitir la persistencia de especies del ensamblaje original. En ese sentido, en concordancia con los mecanismos asociados al concepto de “diversidad de hábitat”, podría esperarse que el aumento de la heterogeneidad en el paisaje se correlacione con una mayor diversidad taxonómica y/o funcional (Hovick et al., 2015; Shmida & Wilson, 1985).

Finalmente, existe escasa evidencia sobre los efectos de la forestación en la variabilidad anual que exhiben los ensamblajes en cuanto a estructura y composición (Bas López et al., 2018). Lo anterior tiene importantes implicancias para la conservación, ya que la alteración de ecosistemas puede asociarse no solo a una menor diversidad, sino también con una mayor variabilidad temporal en el número y composición de especies, debido a mayores tasas de extinción local y de recambio (Boulinier et al., 1998). Teniendo en cuenta el componente migratorio de los ensamblajes de aves de la región (Azpiroz, 2003, 2012; Jahn et al., 2017, 2020) y aspectos etológicos circunuales de la avifauna, [e.g. dispersión, formación de bandadas invernales (Sainz-Borgo et al., 2018)], evaluar la variabilidad anual de los efectos de la forestación permitirá incorporar información valiosa para mejorar la comprensión sobre las implicancias de la forestación en los PRP.

2. OBJETIVOS

La presente tesis de maestría es una continuación de la tesis de grado “*Diversidad de aves en paisajes agroforestales del Uruguay: factores determinantes e implicancias locales de la forestación*” (Fernández-Santiago, 2017). En esta tesis se pretende actualizar las metodologías de análisis empleadas, la revisión bibliográfica; y ampliar la conceptualización del problema abordado, incorporando otras métricas de diversidad.

2.1. Objetivo general

Evaluar los efectos locales la sustitución de pastizales por forestación, destinada a la producción de celulosa, sobre la diversidad taxonómica y funcional de la avifauna de los Pastizales del Río de la Plata (PRP), en la cuenca del Río Negro, Uruguay.

2.2. Objetivos específicos

- **Objetivo 1:** Comparar la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves que utilizan los rodales forestales con respecto a los ensamblajes de aves de pastizal, así como de otros ambientes nativos dominantes.
- **Objetivo 2:** Evaluar el efecto del aumento de la superficie forestada en la diversidad taxonómica y funcional local de los ensamblajes de aves de pastizales y bajos.

3. HIPÓTESIS

3.1. Hipótesis 1

La forestación destinada a la producción de celulosa genera un ambiente cuyas condiciones estructurales y florísticas difieren notoriamente de los ambientes nativos reemplazados. Al ser un ambiente arbolado, presenta un gran contraste estructural con los pastizales, por lo que tiene escaso valor como hábitat para las aves especialistas de pastizal. A su vez, al ser estructuralmente más homogénea que los bosques; y teniendo en cuenta que la complejidad estructural de los ecosistemas está correlacionada positivamente con la diversidad de aves, la forestación también representa escaso valor como hábitat para las especialistas de bosques.

- **Predicción 1.1:** Se espera que la diversidad taxonómica y funcional sea significativamente menor en la forestación en comparación con los ambientes nativos³.
- **Predicción 1.2:** Se espera que la forestación desplace a las aves especialistas de pastizales y promueva principalmente la presencia de especies generalistas; y en segunda instancia especialistas de bosque.

3.2. Hipótesis 2

La forestación de pastizales tiene implicancias a escala del paisaje, generando cambios estructurales (e.g. pérdida de hábitat, fragmentación) y de funcionamiento (e.g. barreras a la

³ Teniendo en cuenta que: (a) puede haber desacople entre los efectos de la forestación sobre la diversidad taxonómica y funcional; ya que la relación entre ambas puede no ser lineal (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015); y (b) esta predicción está acotada a los índices de diversidad mencionados en la presente metodología.

dispersión; efecto borde); lo que disminuye la oferta y calidad de hábitat para aves especialistas de pastizal a medida que aumenta la proporción de área forestada.

- **Predicción 2.1:** A medida que aumenta la proporción de área forestada en el paisaje, se espera que disminuya la diversidad local taxonómica y funcional de la avifauna en ambientes abiertos (pastizales y bajos) contiguos a la forestación⁴.
- **Predicción 2.2:** A lo largo del gradiente de área forestada en el paisaje, la diversidad beta (taxonómica y funcional), aumentará entre las unidades de pastizal; y disminuirá entre forestación y pastizales (i.e. homogenización).

4. MÉTODOS

4.1. Sistema de estudio

4.1.1. Área de estudio

El presente estudio se realizó dentro de los límites de la cuenca hidrográfica del Río Negro, en Uruguay, ubicada en la zona central de los pastizales del Río de la Plata (PRP; Figura 4.1). El principal curso de agua de esta cuenca es el homónimo Río Negro, que nace a pocos kilómetros de la frontera de Uruguay-Brasil y desemboca hacia el oeste en el Río Uruguay.

La cuenca se asienta en diferentes formaciones geológicas incluyendo basalto, areniscas, conglomerados cretácicos, y limos (MVOTMA, 2018); y su superficie, que abarca el 39% del territorio del Uruguay, solapa con cuatro ecorregiones identificadas para dicho país: Cuenca Sedimentaria del Oeste, Cuenca Sedimentaria Gondwánica, Escudo Cristalino y Cuesta Basáltica (Brazeiro, 2015a). Los ecosistemas predominantes son los herbazales mesófilos (pastizales), que ocupan más del 55% de la superficie, destacándose también las planicies inundables (MVOTMA, 2018). Por su parte, los bosques nativos ocupan el 8.3% de la cuenca y están principalmente asociados a cursos de agua (bosques fluviales), a zonas de escarpas (bosques serranos, de escarpa) y al sistema de quebradas del Noreste (MVOTMA, 2018). Las precipitaciones promedio anual acumuladas varían gradualmente, siendo el extremo noroeste más lluvioso que el suroeste (1600 y 1200 mm respectivamente) (GRAS-INIA, 2014); mientras que la temperatura media anual es de 18°C a lo largo de toda la cuenca (GRAS-INIA, 2014), con promedios trimestrales máximos durante el verano austral (23°C), y mínimos durante el invierno (12°C) (INUMET, 2010).

Las principales actividades productivas dentro de esta cuenca son la ganadería extensiva, la agricultura (cultivos de secano y regadío) y más recientemente la forestación. Esta última, representa el 53% de la superficie de plantaciones forestales del país, especialmente con *Eucalyptus spp.* y *Pinus spp.* (MGAP-DGF, 2021; MVOTMA, 2018).

Durante los años 2015-2020, se visitaron 13 localidades (en los Departamentos de Durazno, Flores, Río Negro y Tacuarembó), cuyas coberturas de suelo han sido parcialmente transformadas mediante la sustitución de ecosistemas de pastizal (con manejo ganadero) por

⁴ Ídem nota anterior

plantaciones forestales para la industria de celulosa con especies del género *Eucalyptus* (MGAP-DGF, 2021). El polígono mínimo que incluye a todas las localidades fue de 20.547 km² e involucra a las cuatro ecorregiones antes mencionadas. Las localidades estudiadas presentan coberturas diferentes tanto a nivel de usos del suelo como de ambientes naturales (Anexo 8.2). La forestación se presenta en grandes bloques de rodales delimitados internamente por cortafuegos, y externamente por herbazales hidrófilos asociados a vertientes (bajos). En promedio los rodales forestales ocuparon un 22% del paisaje (variando entre 4.8 y 38.5%). Por su parte, los pastizales representaron el ambiente natural con mayor cobertura promedio (42 %), mientras que los bosques de dosel cerrado, principalmente asociados a cursos de agua, representaron un 7.8% en promedio (Anexo 8.2).

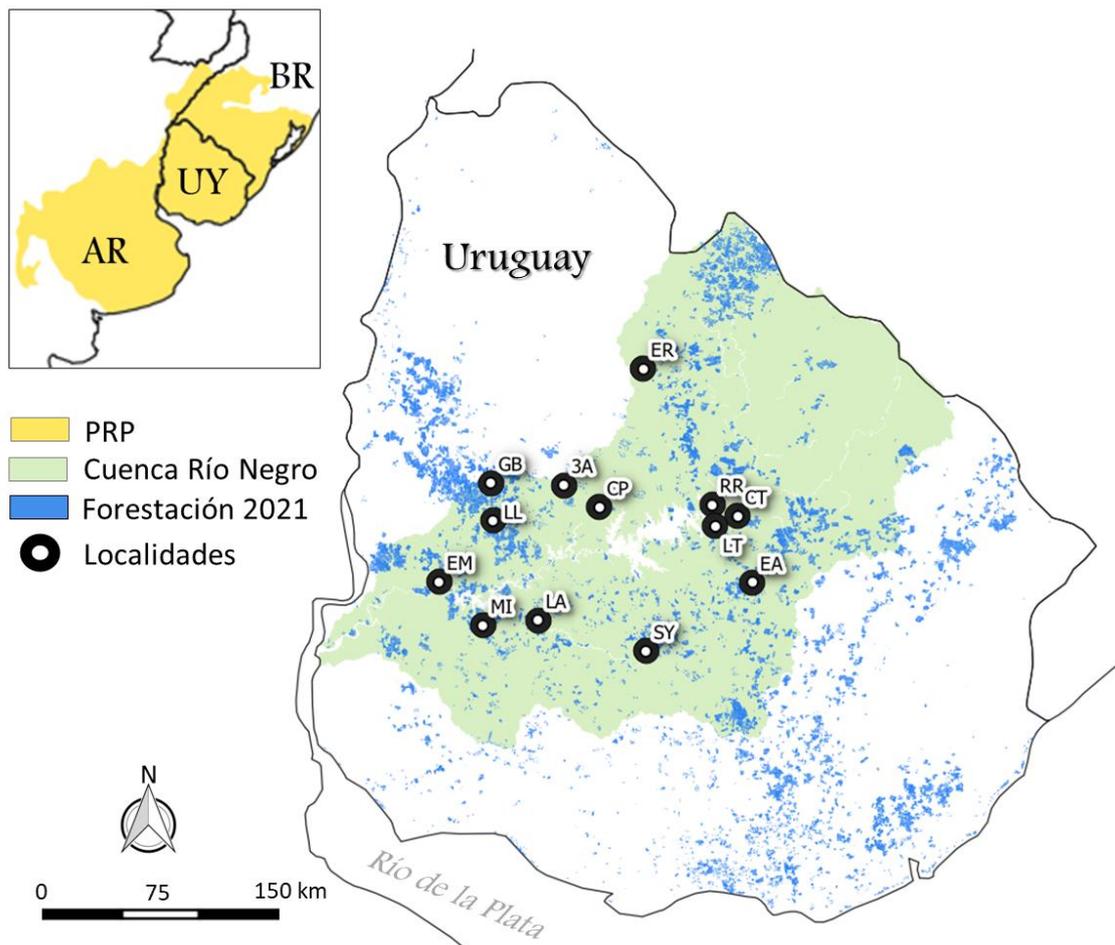


Figura 4.1. Área y localidades de estudio. **Referencias:** Polígono amarillo: delimitación de los Pastizales del Río de la Plata (PRP) en Argentina (AR), Brasil (BR); y Uruguay (UY), sensu Soriano et al (1991). Polígono verde: delimitación de la cuenca hidrográfica del Río Negro dentro de Uruguay. Polígono Azul: plantaciones forestales (principalmente *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp.) según (MGAP-DGF, 2021P-DGF, 2021). **Localidades:** 3A: Tres Arboles; CP: Cuchilla de Peralta; CT: Cueva del Tigre; EA: El Arazá II; EM: El Matorral; ER: El Recado; GB: Granada y Boquerón; LA: Los Arroyos; LL: Las Lilas; LT: La Teja; MI: El Minero; SY: Sauce del Yí; y RR: Rincón del Río.

4.1.2. Diseño de muestreo

Para describir y evaluar los efectos de la sustitución de pastizales por forestación, en la diversidad taxonómica y funcional, se aplicó un diseño de tipo “Control-Impacto”, basado en la comparación entre zonas afectadas (i.e. rodales forestales) y zonas control aledañas (i.e.

pastizales y otros ambientes nativos) (de Palma et al., 2018). Este tipo de diseño ha sido implementado previamente para evaluar los efectos de la forestación en la región de los PRP (Brazeiro et al., 2018; Dias et al., 2013).

En las localidades visitadas, el muestreo se estratificó en función de dos factores, “ambiente” y “temporada anual”. En cuanto al factor “ambiente” se consideraron cinco niveles que representan las principales coberturas de vegetación de las localidades visitadas: bosque (BO); sabana (SA); herbazal mesófilo (HM), de aquí en más «pastizal»; herbazal hidrófilo (HH), de aquí en más «bajo»; y forestación (FO). En cuanto al factor “temporada”, se contemplaron dos niveles, asociados al ciclo reproductivo y al recambio migratorio de las aves: temporada estival (septiembre-marzo), e invernal (abril-agosto).

En cada una de las localidades visitadas, los muestreos consistieron en “bloques” de cinco unidades muestrales (i.e. puntos de conteo de aves, ver 4.2.3) realizadas consecutivamente para el mismo ambiente. La razón de nuclear cinco puntos de conteo en bloques, si bien en parte es arbitraria, permitió disminuir la cantidad de “ceros” en los análisis posteriores. Los factores “localidad” y “bloque” limitan la independencia de las réplicas, ya que las muestras provenientes de un mismo bloque/localidad serán menos independientes entre sí respecto a muestras provenientes de otro bloque/localidad. Esta estructura de los datos pretende ser tenida en cuenta en los sucesivos análisis de diversidad alfa a través de “modelos mixtos” (Roberts et al., 2017).

A su vez, el diseño no fue completamente balanceado, seis de las 13 localidades concentraron el 95% de los muestreos, existiendo localidades donde no se relevaron algunos ambientes; y/o donde no se cubrieron las dos temporadas mencionadas (Tabla 8-9). Este desbalance puede generar dificultades a la hora de estimar los efectos a escala local (ver análisis de Diversidad Alfa); y también pretende ser contemplado empleando “modelos mixtos”, de manera de lograr estimaciones confiables con todo el conjunto de datos, al tiempo que se logra ajustar la estimación para cada localidad mediante un esquema de contracción estadística (i.e. shrinkage) (Gelman et al., 2012).

Por su parte, algunos bloques fueron remuestreados en distintas estaciones climáticas del año (separación temporal de al menos tres meses). Si bien, para la modelación estadística, esto puede ser considerado como una “medida repetida”, no se tuvo en cuenta la autocorrelación temporal sino la pertenencia de las unidades de muestreo a un mismo bloque (Roberts et al., 2017). A su vez, para atenuar el efecto de la no independencia espacial de los bloques remuestreados, en cada visita, los puntos de conteo fueron fijados al azar dentro de los bloques. Las consideraciones mencionadas y la explicitud de la estructura de los datos a la hora de construir los modelos pretenden poder cumplir los objetivos planteados (Gelman et al., 2012; Hurlbert, 1984; Roberts et al., 2017).

Finalmente, teniendo en cuenta la variabilidad del gradiente forestal de las distintas localidades (ver 4.1.3), se utilizó el diseño de muestreo actual para evaluar el efecto de los cambios en la configuración del paisaje, generados por la forestación, sobre la diversidad alfa de los ensamblajes de aves en ambientes abiertos (i.e. pastizales y bajos; ver 4.3.3.2). A su vez, también se evaluó

el efecto de la configuración del paisaje en las diferencias de composición (diversidad beta) entre todos los ambientes evaluados (ver 4.3.2).

4.1.3. Caracterización del paisaje

Para la caracterización de los paisajes, se tomó en cuenta la ubicación aproximada de los cinco puntos de conteo dentro de cada bloque de muestreo y se generó un centroide a partir del cual se estimó el área de cada ambiente dentro de un buffer de 1 km de radio (Figura 4.2). Con ese buffer se busca caracterizar la configuración del paisaje adecuada que se relacione con la disponibilidad y calidad de hábitat para la avifauna a escala local (Jackson & Fahrig, 2012).

En cada buffer se digitalizaron los principales tipos de coberturas de vegetación (pastizales, bajos, bosques, sabanas, cuerpos y cursos de agua, rodales forestales y otros cultivos), a partir de imágenes satelitales de Google Earth correspondientes al mismo año (o lo más próximo posible) al momento de visita de cada localidad, entre 2015 a 2020. La digitalización se realizó en QGIS 3.16 (QGIS, 2022)).

Debido a restricciones logísticas, algunos bloques de un mismo tipo de ambiente quedaron muy próximos espacialmente, por lo que fueron asignados a un mismo centroide. En dichos casos se estimó la cobertura de la vegetación en base a un solo buffer, consolidando la ubicación de los centroides de ambos bloques. Como resultado de este ajuste, para algunos buffers se obtuvieron dos bloques independientes por visita (Figura 4.2).

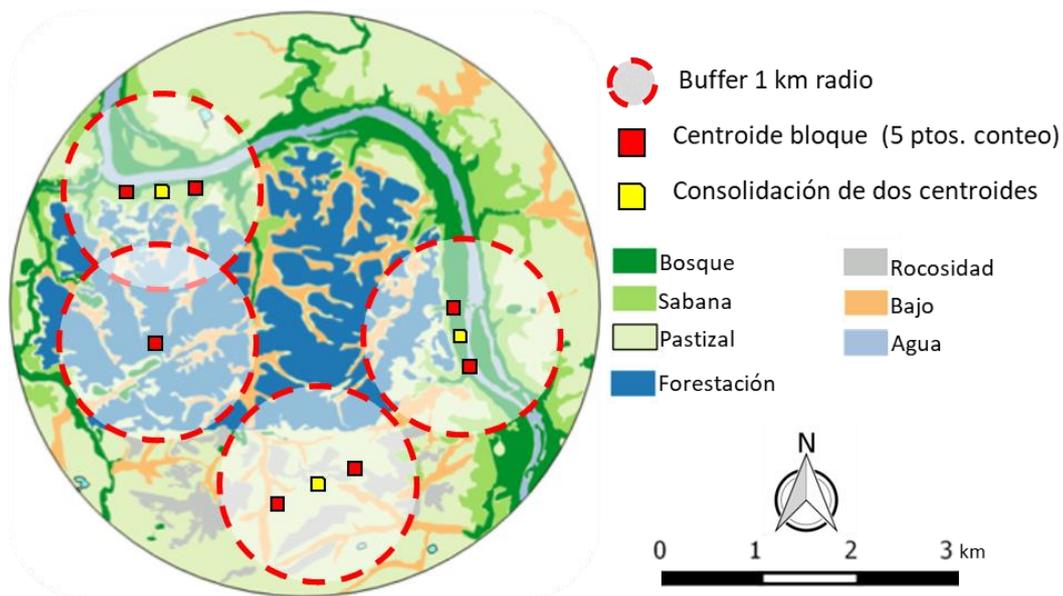


Figura 4.2. Ejemplo de la implementación de los buffers de 1 km de radio entorno a los centroides de los bloques (unidades de análisis), en la localidad Los Arroyos (LA). Cada bloque incluye 5 puntos de conteo para un mismo tipo de ambiente, realizados consecutivamente. En base a dichos buffers se calcula (a) proporción de área de los principales ambientes (se incluyeron cultivos agrícolas, no ilustrados en este ejemplo); y (b) distancias del centroide al bosque y forestación más cercana.

4.1.4. Selección de sitio y caracterización de ambientes

Para la selección de sitios de muestreo de aves en las diferentes localidades, se realizó una revisión mediante fotointerpretación de imágenes satelitales obtenidas por Google Earth™ entre los años 2015 a 2020; y se determinó la distribución espacial de los ambientes del área de estudio. A partir de ello se llevó a cabo una validación a campo y la caracterización mediante relevamiento con botánicos del equipo BEC-IECA. Se escogieron sitios de fácil acceso, y a menos de una hora de caminata de los caminos. En todos los ambientes se procuró realizar los muestreos en zonas que no presentaran signos de perturbaciones antrópicas o climáticas recientes (e.g., tala, inundaciones, procesos avanzados de invasión de flora exótica, entre otros).

Para la forestación (FO) se consideraron plantaciones con *Eucalyptus* (principalmente *E. dunnii* y con menor frecuencia *E. grandis*). Los muestreos de aves en forestación se realizaron en rodales de entre cuatro y nueve años de plantados. Para los bosques (BO) se seleccionaron agrupaciones arbóreas densas desarrolladas en planicies de inundación de cursos de agua de distinto orden (fluviales) o en laderas serranas (serranos). En cuanto a las sabanas (SA) se seleccionaron sitios con fisionomía transicional entre el bosque fluvial y la pradera, compuestos principalmente por pequeños bosquetes dispersos y árboles aislados en la matriz de pastizal. En cuanto a los pastizales (HM) se seleccionaron sitios con coberturas casi totales de vegetación herbácea, y con escasa o nula cobertura arbórea [promedio 0.3 árboles por hectárea (Anexo 8.6)], asociados a suelos en general bien drenados. En los sitios relevados se constató un manejo ganadero extensivo, con presencia moderada de ganado. Finalmente, en cuanto a los bajos (HH) se escogieron sitios dominados por vegetación herbácea asociados a planicies de inundación y vías de drenaje de cañadas, generalmente adyacentes a pastizales mesófilos, y en algunos casos también a sectores de bosque fluvial.

Para caracterizar cualitativamente la estructura de la vegetación, se eligieron puntos representativos de todos los ambientes para describir el número, cobertura y altura de los estratos; así como las especies dominantes en cada estrato. A su vez, para los bosques, sabanas, pastizales y forestación se realizaron caracterizaciones cuantitativas de los diferentes estratos de la vegetación y diversidad florística del estrato arbóreo.

En los bosques y sabanas, el componente arbóreo se caracterizó cuantitativamente mediante parcelas modificadas de Gentry (transectas de 2x100m) (Boyle, 1996). En cada transecta se identificaron a nivel de especie a todos los individuos arbóreos adultos mayores o iguales a 2.5 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho, aprox. 1.3 m), y se identificaron a las especies zoocóricas (i.e. dispersión de frutos mediada por fauna). Adicionalmente, en cada transecta, cada 10 metros se midió la altura media del dosel y se estimó el porcentaje de rocosidad (porcentaje con rocas). Dentro de cada transecta se establecieron tres cuadrantes de 2x2m (al inicio, en la mitad y en el final) para la categorización fisionómica identificando seis categorías de estratos (suelo desnudo, mantillo, herbáceas, arbustos, árboles de sotobosque y dosel). De cada uno de estos estratos se estimó la cobertura (%) según la escala ordinal de Braun-Blanquet.

En la forestación, se calculó la densidad de árboles y de troncos teniendo en cuenta la distancia entre hileras plantadas y entre plantas de una misma hilera, se identificaron a nivel de especie todos los individuos arbóreos adultos y se estimó la altura media del dosel dentro de una parcela circular de 50 metros de radio. Además, se midió el DAP (Diámetro a la Altura de Pecho) de los

10 ejemplares más cercanos al punto central de la parcela. En pastizales se calculó la densidad de árboles contabilizando todos los árboles dentro de una parcela circular de 50 metros de radio. Tanto en forestación como en pastizales, se estimó el porcentaje de rocosidad dentro de cada parcela y la cobertura de seis estratos (suelo desnudo, mantillo, herbáceas, arbustos, árboles de sotobosque y dosel) en base a cuadrantes de 2x2 metros. Finalmente, para los pastizales se caracterizó el estrato herbáceo en cuanto a porcentaje de cobertura según cinco substratos de altura (1-10; 10-30; 30-80; 80-200; y >200 cm).

En total, se realizaron 53 transectas: 38 de bosques en las localidades CT, RR, LA, EM y LL; y 15 de sabanas en RR, LA y EM; y 31 parcelas: 16 de forestación en CT, RR, LA, EM, LL, ER y CP, y 15 de pastizal mesófilo en ER y CP (ver referencias en Figura 4.1). Todos los muestreos de vegetación, cualitativos y cuantitativos fueron llevados a cabo por el equipo de botánicos del BEC-IECA, Facultad de Ciencias.

4.2. Grupo de estudio: Aves

4.2.1. Diversidad Taxonómica

La diversidad taxonómica en este trabajo está basada en la riqueza de especies, la abundancia relativa de cada especie (i.e. cantidad de individuos y frecuencia de detección); y en los índices de similitud que derivan de la composición específica (Magurran, 2004). Se siguió la nomenclatura taxonómica de (Remsen et al., 2021).

La avifauna continental de Uruguay está compuesta por 417 especies (Azpiroz, 2003; Azpiroz, Alfaro, et al., 2012), de las cuales 310 especies han sido confirmadas para la cuenca del Río Negro según datos aportados en la plataforma eBird entre los años 2000-2020 (Sullivan et al., 2009). Dichas especies, presentan un importante gradiente de especialización de hábitat: un 34% de las especies están asociadas a ambientes abiertos como los pastizales, los bajos y matorrales; el 38% a ambientes arbolados como los bosques y sabanas; el 24% a ambientes acuáticos o costeros; y el 4% son generalistas y de ambientes antrópicos (más información sobre la clasificación de preferencia de hábitat en Anexo 8.7). En cuanto a sus estatus de residencia, al menos el 32% de las especies presentan hábitos migratorios, de las cuales 21% son residentes/visitantes estivales y 11% invernales (Azpiroz, 2003).

4.2.2. Diversidad Funcional

La diversidad funcional en este trabajo está basada en la diversidad de rasgos funcionales y similitud en la composición de rasgos, ponderados por la biomasa (i.e. cantidad de individuos y masa corporal de las especies). Se realizaron dos abordajes diferentes (Ver apartado 4.2.2.2), y se siguió el protocolo “StepFD” para la estandarización y reproducibilidad de los métodos relacionados con la selección de rasgos y el análisis de diversidad funcional (Palacio et al., 2022). Ver Anexo 8.8.

4.2.2.1. Rasgos funcionales de las aves

4.2.2.1.a. Resolución

La resolución con la que se miden los rasgos funcionales se puede dividir en dos atributos: (1) el tipo de variable con la que se miden (e.g., continua, categórica, binaria); y (2) la entidad ecológica en la que se miden (e.g. individuos, especies, comunidades). La resolución está

relacionada con la capacidad de caracterizar la diversidad funcional y comprender los procesos detrás del ensamblaje de especies (Kohli & Jarzyna, 2021). La elección entre una resolución más o menos precisa dependerá tanto de la pregunta a responder como de la escala de análisis que se pretenda abordar (Palacio et al., 2022).

A modo de ejemplo, medir la masa corporal en base a una variable categórica (e.g. “pequeño”, “mediano”, “grande”), en vez de una variable continua (e.g. masa corporal en gramos) tenderá a reducir la variabilidad de dicho rasgo en el ensamble de especies, aumentando la redundancia funcional y como consecuencia disminuyendo la diversidad funcional plausible de ser percibida. Otra fuente de reducción de la variabilidad es utilizar rasgos medidos en base a promedios según un número determinado de individuos por especie. Al utilizar esta información se está desestimando la variación de rasgos entre poblaciones y entre individuos de una misma especie, enfocándose solo en la variación promedio entre distintas especies (Palacio et al., 2022).

Dada la escala del área de estudio del presente trabajo, y el abordaje de múltiples localidades y ambientes, se optó por obtener de la literatura los valores de los rasgos funcionales promediados a nivel de especie, utilizando la base de datos global de Wilman et al (2014). Esta información se complementó con bibliografía local y actualizada, de manera de chequear posibles errores y obtener información representativa del área de estudio (Azpiroz, 2012; Billerman et al., 2022; Jacobs & Fenalti, 2020; Rocha, 2021).

4.2.2.1.b. Selección

La selección de rasgos funcionales para el análisis de diversidad funcional no es trivial, y de ello dependerán las funciones específicas que se busquen representar (Luck et al., 2012). Se eligieron 20 rasgos funcionales para la evaluación de la diversidad funcional, agrupados en cinco categorías: (1) masa corporal; (2) tipo de dieta; (3) horario de actividad; (4) estrato de forrajeo; y (5) técnica de forrajeo. Cada uno de ellos son rasgos evaluados a nivel de especie, relacionados con la ecología trófica y procesos ecosistémicos en los que participan, por lo que pueden ser de gran utilidad para evaluar respuestas de los ensambles de aves a los cambios ambientales (Luck et al., 2013; Sekercioglu et al., 2016; Wilman et al., 2014). Para mayor detalle sobre los rasgos ver Anexo 8.7.2.1.

Para la masa corporal se consideraron las mediciones para cada una de las especies sensu Wilman et al (2014). Este rasgo está fuertemente correlacionado con la cantidad y el tamaño de los ítems consumidos lo que influirá en la magnitud de la contribución de las especies en el funcionamiento del ecosistema (J. Dunning, 2008). Por consiguiente, la biomasa de los ensambles de aves (i.e. cantidad de individuos ponderada por masa corporal específica) es una propiedad ecosistémica de suma importancia (Catano et al., 2020; Harvey & Godfray, 1987; Willson, 1974), y es adecuada para comparaciones de abundancia entre ensambles compuestos por especies que tienen grandes diferencias de masa corporal (Magurran, 2004). En el presente estudio, la media de masa corporal del ensamble de aves es de $323,5 \pm 1883,0$ gramos; y la mediana de 40.9 gramos; con un amplio rango entre la especie más pequeña: Picaflor Verde (*Chlorostilbon lucidus*, 3.5 gramos); la más grande: Ñandú (*Rhea americana*, 23000 gramos); sensu Wilman et al (2014).

Para la dieta se consideraron 10 tipos de dieta no excluyentes (variables cuantitativas discretas medidas en porcentaje) *sensu* Wilman et al (2014). Este conjunto de rasgos indica cuáles son los principales recursos de los cuales se obtienen nutrientes. La mayoría de las funciones ecológicas y servicios ecosistémicos son consecuencia del tipo de recursos que las aves consumen (e.g. dispersión de semillas, polinización, controles top-down, reciclaje de materia orgánica (Sekercioglu et al., 2016; Whelan et al., 2008).

Para el horario de forrajeo se consideró la variable binaria (diurna/nocturna) *sensu* Wilman et al 2014. Este rasgo comportamental indica el aprovechamiento de recursos disponibles en horarios diferentes, y se asocia a la coexistencia en simpatria de varias especies que explotan recursos similares, pero que al hacerlo en horarios diferentes disminuye las interacciones de competencia (Kronfeld-Schor & Dayan, 2003).

Para el estrato de forrajeo se consideraron siete tipos de estratos no excluyentes (variables cuantitativas discretas medidas en porcentaje) *sensu* Wilman et al (2014). Este rasgo está muy relacionado con la estructura y fisionomía de los ecosistemas en los que las especies forrajean (Cody, 1981; Deshwal et al., 2022); pudiendo presentar variabilidad debido a factores como la estacionalidad y la disponibilidad de recursos (Salgado-Negret, 2016). Por ende, es uno de los conjuntos de rasgos que más puede responder a los cambios estructurales que implica la forestación de pastizales.

Finalmente, la técnica de forrajeo [variable categórica con cuatro niveles (Tabla 8-6)] se basó en datos obtenidos en bibliografía regional (Billerman et al., 2022; Jacobs & Fenalti, 2020; Rocha, 2021). Este rasgo comportamental se relaciona con el balance entre el gasto y la ganancia de energía a la hora de forrajear, lo cual tiene implicancias directas en la selección de recursos según el tipo, tamaño, motilidad y abundancia; y por ende en el proceso ecosistémico en el que participan (Fitzpatrick, 1980). También se asocia a la coexistencia de varias especies que explotan recursos similares (Sastranegara et al., 2020).

4.2.2.2. Abordajes de la diversidad funcional

La diversidad funcional se evaluó mediante dos aproximaciones: (1) clasificación de especies en grupos funcionales; y (2) generación de índices de diversidad funcional basados en matrices de disimilitud. La razón para realizar estos dos abordajes análogos es testear congruencias en los resultados y aprovechar las ventajas de ambos tipos de métricas (Mammola et al., 2021).

4.2.2.2.a. Clasificación en grupos funcionales

La clasificación de grupos funcionales presenta varias ventajas a la hora de estimar a la diversidad funcional. Es una de las maneras más simples de abordar la dimensión funcional de la diversidad (Blondel, 2003; Petchey & Gaston, 2006); está vinculado con un concepto ecológico histórico (i.e., gremio trófico (Root, 1967)); y es fácilmente interpretable y comunicable. Sin embargo, presenta algunas desventajas, ya que supone implícitamente que las especies dentro de un grupo son funcionalmente idénticas; los grupos funcionales se forman en base a la categorización de rasgos continuos, con la consiguiente pérdida de información (simplificación) (Petchey et al., 2004). A su vez, la selección de rasgos a incluir en el análisis, así como la delimitación de los grupos a posteriori puede ser arbitraria o subjetiva (Legras et al., 2018; Mammola et al., 2021; Petchey et al., 2004).

En el presente trabajo, la clasificación de grupos funcionales fue hecha mediante la categorización de los rasgos proporcionados en la base de datos de Wilman et al., (2014) y la agrupación jerárquica de especies según la combinación de dichos rasgos. Como resultado, las 417 especies que conforman la avifauna continental de Uruguay fueron clasificadas en 38 grupos funcionales. Para detalles metodológicos y resultados de la clasificación ver Anexo 8.10.3.

4.2.2.2.b. [Indicis de diversidad funcional](#)

Algunos autores sostienen que la diversidad funcional no se puede resumir en un solo índice, sino que existen distintos índices que la componen (Mason et al., 2005), algo análogo a lo que ocurre con la diversidad taxonómica. Recientemente han surgido nuevos enfoques estadísticos para representar mediante distintas métricas funcionales⁵ la diversidad funcional basada en rasgos (ver Mammola et al., (2021) para una revisión actualizada). Algunos de ellos son los métodos multivariados basados en Distancias o Disimilitud los cuales presentan características de interés, como la posibilidad de utilizar múltiples rasgos funcionales, ya sean categóricos como continuos; y de identificar distintos componentes de la diversidad funcional, que son homólogos a los que se realizan para diversidad taxonómica (Chao, Chiu, et al., 2014; Mammola et al., 2021; Villéger et al., 2008).

En el presente trabajo, utilizando matrices de 20 rasgos funcionales *sensu* Wilman et al., (2014); y en base a matrices de biomasa por especie (i.e. cantidad de individuos ponderada por la masa corporal específica) para cada unidad de muestreo (i.e. bloque de cinco puntos de conteo); se realizaron análisis de disimilitud calculándose métricas de diversidad funcional alfa (Mason & De Bello, 2013). Los cálculos fueron hechos con el paquete “FD” en R (Laliberté et al., 2014).

Se calculó la Riqueza funcional (FRic), definida como la porción de nicho funcional ocupado por las especies de un determinado ensamble. Ensamblajes con valores de riqueza funcional altos presentarán una mayor cantidad de atributos funcionales operando en el ecosistema, aumentando la productividad (Villéger et al., 2008). Por consiguiente, un ensamble con riqueza funcional bajo indica que hay recursos potencialmente disponibles que no están siendo aprovechados, o que la cantidad de recursos disponibles es baja (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). La riqueza funcional, tal cual fue calculada en este trabajo, es independiente de la distribución de abundancia entre las especies (ya sea cantidad de individuos o biomasa), pero es dependiente de la cantidad de especies en el ensamble (Villéger et al., 2008). Aun así, esta métrica es más sensible a las reglas de ensamblaje de la comunidad (e.g. filtrado ambiental; interacciones bióticas) que la riqueza de especies (Mouchet et al., 2010).

También se calculó la Divergencia Funcional (FDiv) que mide el grado en que la abundancia de una comunidad se distribuye a lo largo del espacio ocupado de rasgos funcionales (Laliberté & Legendre, 2010; Villéger et al., 2008). Los valores de divergencia funcional están relacionados con qué tan dispersas o agrupadas están las especies en términos de rasgos funcionales, ponderadas por la abundancia. Para este caso, la abundancia se midió en unidades de biomasa

⁵ **Métrica funcional:** índice que intenta cuantificar la variación del conjunto de rasgos funcionales en los ensambles (e.g., riqueza funcional, divergencia de rasgos, regularidad, diversidad funcional- β)

por especie (cantidad de individuos ponderada por masa corporal). La decisión de esto de basa en que la biomasa es una medida más directa del uso de recursos que la cantidad de individuos (Harvey & Godfray, 1987; Magurran, 2004). A su vez, medir abundancia en términos de biomasa puede ser de gran utilidad cuando se comparan especies con grandes diferencias de masa corporal, como el caso de las aves (Ver apartado 4.2.2.1.b). Un ensamble con valores altos de divergencia funcional indica un alto grado de diferenciación de nicho ocupado, menores niveles de competencia y un uso más eficiente de los recursos (Mason et al., 2005). Lo anterior es esperable en comunidades donde los procesos bióticos (como la competencia) son los principales forzantes del ensamblaje de la comunidad. Por el contrario, valores bajos de diversidad funcional están asociados a escenarios donde las restricciones ambientales son el principal determinante del ensamblaje de especies. Las especies presentes en dichos ensambles tenderán a converger en sus rasgos en mayor medida que lo esperado por azar; ya que estarán presentes principalmente aquellas especies cuyos rasgos les permitan persistir en las condiciones ambientales locales. La divergencia funcional es independiente de la diversidad taxonómica y de otros componentes de la diversidad funcional, por lo que es adecuada para comparar entre ensambles independientemente de la cantidad de especies que los conforman (Villéger et al., 2008).

Finalmente, para cada unidad de análisis se calculó la biomasa total del ensamble, mediante la siguiente ecuación: $B_j = \sum_{i=1}^n a_{ij} * B_i$; donde “ B_j ” es la biomasa total para la muestra “ j ”; “ a_{ij} ” es la abundancia relativa de la especie “ i ” en la muestra “ j ”, y “ B_i ” es la masa corporal de la especie i (*sensu*: Wilman et al., 2014); y “ n ” es el número total de especies registradas en cada muestra.

4.2.3. Muestreo de aves

La unidad de muestreo de aves consistió en un “punto de conteo” de radio y tiempo fijo (Bibby et al., 2000; Gregory et al., 2004; Ralph et al., 1995, 1996). Este método de muestreo estandarizado ha sido ampliamente utilizado para estudiar la relación entre ensambles de aves y sus hábitats (Betts et al., 2005; Gibbons & Gregory, 2006; Sutherland et al., 2004), y también en estudios similares en paisajes agroforestales de la región de los PRP (Filloy et al., 2010; Jacoboski et al., 2019; Martínez-Lanfranco et al., 2022; Phifer et al., 2016). Si bien es un método principalmente diseñado para el relevamiento de diversidad taxonómica, también ha sido usado para evaluar diversidad funcional entre ambientes nativos y forestación (Petchey et al., 2019). Tiene la particularidad de que se aprovecha la conspicuidad de la gran mayoría de las especies de aves diurnas, pero requiere un gran esfuerzo logístico para llegar a los sitios de muestreo y también es necesario un entrenamiento previo para el reconocimiento visual y auditivo de las especies. A su vez, dado el extenso alcance del estudio, que abarca más de 20,000 km² e incluye cuatro ecorregiones, así como dos temporadas anuales, es probable que se observe una gran variabilidad en las especies estudiadas y entre las poblaciones de la misma especie. Esta variabilidad podría afectar a diversos atributos relacionados con la detección de las especies, como las vocalizaciones (que pueden variar según el dialecto regional) y los patrones de comportamiento y de uso de recursos (que pueden variar según la temporada).

En cada punto de conteo un solo técnico contabilizó e identificó a nivel de especie a todas las aves detectadas en un radio fijo de 50 metros (0.79 hectáreas), durante 10 minutos. No se

incluyeron aquellas aves que pasaban sobrevolando el área muestreada; a no ser que se constatará búsqueda de alimento o algún tipo de interacción con el sitio (Bibby et al., 2000; Gregory et al., 2004; Ralph et al., 1995, 1996). Tampoco se incluyeron individuos identificados a nivel de taxón superior a especie (i.e. Género, Familia). Por su parte, se incluyeron las aves detectadas fuera del límite de radio de 50 metros, pero que dentro de los 10 minutos de conteo se movieron a menos de 50 metros del observador (Hutto et al., 1986); y las aves que se alejaban de la parcela de muestreo por efecto de la perturbación al momento que el observador arribaba al punto de conteo (Hutto et al., 1986; Ralph et al., 1995).

Los muestreos fueron llevados a cabo en horarios matutinos (06:00-10:00 h) y vespertinos (16:00-19:00 h), evitando condiciones meteorológicas de lluvia, extremo calor o frío, vientos mayores a 20Km/h (Bibby et al., 2000; Ralph et al., 1996). Los puntos de conteo estuvieron separados por una distancia de entre 100 y 200 metros unos de otros y a 50 metros mínimo del borde de otro tipo de ambiente (Bibby et al., 2000). Los muestreos fueron llevados a cabo por técnicos especializados en relevamiento de avifauna, equipados con binoculares (Celestron Nature DX 10x42 y Bushnell 7x32), adecuados para relevamiento de aves en los ambientes seleccionados (Verga, 2022); cronómetro y vestimenta con colores poco llamativos, evitando el uso de chaleco reflectivo durante los conteos, de manera de minimizar los posibles efectos de disturbio (Gutzwiller & Marcum, 1993; Riffell & Riffell, 2002).

4.3. Análisis de datos

4.3.1. Diversidad gamma (γ)

La diversidad gamma es el acumulado de diversidad a nivel regional (Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019; Halffter et al., 2005). La misma fue estimada (tanto a nivel de especies como de grupos funcionales) a partir de las muestras obtenidas para toda el área de estudio y en ambas temporadas anuales, estratificando por tipo de ambiente (diversidad gamma multi-ambiente). Para esto fueron consolidados los datos de los puntos de conteo de todas las localidades, donde cada “unidad de análisis” o réplica; es equivalente a una “unidad muestral” o punto de conteo.

Se utilizaron como descriptores los “Números de Hill de orden q ” (qD ; $q=0$; 1; 2) o “números efectivos de especies” (Chao, Gotelli, et al., 2014; Hill, 1973). Estos índices estiman la diversidad estandarizando por el esfuerzo de muestreo y presentan unidades interpretables: $q=0$, es equivalente a la riqueza total; $q=1$, representa el número de especies comunes o de abundancia promedio (exponente del Índice de Shannon (H')); y $q=2$, representa el número de especies dominantes (inverso del Índice de Gini-Simpson) (Hill, 1973; Jost, 2019).

Se calcularon los Números de Hill en base a datos de incidencia por réplica (i.e. frecuencia de detección) de cada especie o grupo funcional, estandarizados en función del esfuerzo de muestreo (i.e. extrapolados o interpolados, según corresponda, para 200 puntos de conteo) (Chao, Gotelli, et al., 2014; Hsieh et al., 2016). Se consideró que existían diferencias significativas entre ambientes cuando no se constató el solapamiento de los intervalos de confianza del 95%. Los análisis se realizaron con el paquete “iNEXT” de R (Hsieh et al., 2016).

Para cada ambiente además se estimó la redundancia funcional (cociente entre riqueza taxonómica y funcional observadas (Laliberté et al., 2010)); y se calculó la densidad relativa de

aves (indiv/ha), y biomasa relativa de aves (g/ha), estandarizando en función del esfuerzo de muestreo (i.e. cada punto de conteo implica una superficie de 0.79 hectáreas). Finalmente se calculó la frecuencia relativa (%) para cada especie en cada uno de los ambientes, dividiendo las presencias detectadas en los puntos de conteo por el total de puntos de conteo realizados por ambiente.

4.3.2. Diversidad beta (β)

La diversidad beta se refiere al grado de variación en la composición de los ensamblajes entre sitios (Baselga, 2010; Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019; Whittaker, 1960). Se comparó la composición local de especies y grupos funcionales entre los ambientes nativos y la forestación. Esto se realizó en dos etapas: (1) comparación entre ambientes evaluando los componentes de diversidad beta: (a) recambio; y (b) anidamiento (Baselga, 2010); y (2) análisis de varianza del recambio de especies en función de variables locales, temporales y de paisaje (Legendre & Legendre, 1998).

Para la primera etapa se utilizaron matrices de presencia/ausencia con aquellos ambientes para los cuales se obtuvieron al menos 100 puntos de conteo acumulados durante el presente estudio (i.e., BO, SA, HM, FO). En base a esas 100 muestras por ambiente, se obtuvo el Índice de Disimilitud de Sorensen, el cual toma valores de 0 (cuando los ensamblajes son idénticos en composición de especies/grupos funcionales) a 1 (cuando los ensamblajes no comparten ninguna especie/grupo). Se particionó dicho índice en los componentes de “reemplazo” (Índice de Disimilitud de Simpson); y “anidamiento” (la diferencia entre los dos índices anteriores). Para este análisis se utilizó el paquete Betapart de R (Baselga & Orme, 2012).

Para la segunda etapa, se caracterizó la composición de especies y grupos funcionales mediante un Análisis de Redundancia⁶ basado en distancias (dbRDA) (Legendre & Anderson, 1999). El mismo fue generado en base a una matriz de disimilitud, con el índice de Disimilitud de Simpson (i.e. recambio de especies); la cual fue construida a partir de conteos de especies por unidad de análisis (presencia/ausencia) en los cinco ambientes estudiados (BO, SA, HM, HH, y FO). En este apartado, la unidad de análisis es el “bloque” (i.e. agrupamiento de cinco puntos de conteo realizados consecutivamente para el mismo ambiente).

Este método utiliza un Análisis de Coordinadas Principales (PCoA) que permite emplear medidas de distancia no euclidianas. En este caso se utilizó la distancia de “Bray-Curtis”, que no presenta el problema de los “dobles ceros”, siendo de esta manera apropiada para análisis ecológicos basada en conteos de especies (Zuur et al., 2009). Este método requiere excluir unidades de análisis en el caso de que no presenten registros, no siendo necesario en el presente análisis. Posteriormente se incorporan variables de interés para evaluar asociaciones significativas de estas con las diferencias de composición entre e intra ambientes. Las variables incorporadas fueron: (a) factores locales [i.e. tipo de ambiente]; (b) factores temporales [i.e. temporada anual]; y (c) atributos del paisaje (obtenidos a partir de los insumos mencionados en el apartado 4.1.3): distancia a la forestación más cercana (dfo); distancia al bosque más cercano (dbo), porcentaje de área forestada (%afo); porcentaje de área con bosque (%abo); y porcentaje de área de agricultura (%acu). Las variables fueron centradas y estandarizadas antes de la

⁶ **Redundancia:** en el contexto del dbRDA es sinónimo de “varianza explicada”.

modelación, de manera de poder tener coeficientes comparables (Schielzeth, 2010). Estas variables fueron seleccionadas a partir de un conjunto mayor, ya que presentaron un valor absoluto del coeficiente de correlación de Pearson menor de 0.7 (Dormann et al., 2013), de manera de disminuir los problemas asociados a la colinealidad⁷.

Finalmente se realizaron análisis de partición de varianza para evaluar las contribuciones relativas de los tres factores. La importancia de los efectos se evaluó mediante la prueba de permutación (9999 permutaciones) para los resultados generales de dbRDA, así como para el efecto condicional y marginal de cada componente (Legendre & Legendre, 2012). Los análisis se realizaron con los paquetes R *vegan* (Oksanen et al., 2022) y *asbio* (Aho, 2021).

4.3.3. Diversidad alfa (α)

La diversidad alfa es la diversidad, tanto taxonómica como funcional, a escala local (Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019). Para el presente trabajo, la diversidad alfa fue medida a partir de los bloques de cinco puntos de conteo de aves. En tres localidades visitadas, los bloques tuvieron un número menor a cinco puntos de muestreo por lo que fueron excluidos del presente análisis, quedando representadas un total de 10 localidades y 64 bloques.

4.3.3.1. Efectos de la forestación a escala local

Se realizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM); modelando métricas de diversidad taxonómica (riqueza; cantidad de individuos) y funcional (grupos funcionales; biomasa; riqueza funcional (FRic); y divergencia funcional (FDiv). Se evaluaron efectos e interacciones de los factores de efectos fijos: “ambiente” (FO; BO; SA; HH; y HM) y “temporada” (ES; IN); así como los efectos de los factores de efectos aleatorios “localidad” (10 niveles) y “bloque” (64 niveles) (Legendre & Anderson, 1999; Zuur et al., 2009).

4.3.3.2. Efecto de la forestación en el paisaje

Se utilizaron GLMM de regresión múltiple para explorar relaciones entre la estructura del paisaje y la diversidad de aves en los sitios de pastizales y bajos relevados [Pastizales (HM): 6 localidades, 15 UM); y Bajos (HH): 5 localidades, 10 UM)]. Este análisis fue realizado utilizando métricas de diversidad taxonómica (riqueza específica y cantidad de individuos), y funcional [grupos funcionales y riqueza funcional (FRic)]. En cuanto al abordaje taxonómico, se consideraron a todas las especies del ensamble; y se repitió el mismo análisis disgregando a los ensambles según preferencia de hábitat: especialistas de ambientes abiertos y ambientes cerrados; y generalistas. Para más detalles respecto a la clasificación de las especies en función de la preferencia de hábitat ver Anexo 8.10.3.

En cada caso, se evaluaron los efectos e interacciones de los factores “ambiente” y “temporada” y atributos del “paisaje” medidas para cada bloque. Las variables de paisaje incluyeron: distancia a la forestación más cercana (dfo); distancia al bosque más cercano (dbo), porcentaje de área forestada (%afo); porcentaje de área con bosque (%abo); y porcentaje de área de agricultura (%acu)]. Dichas variables son las mismas que las utilizadas en el análisis del dbRDA (sección de

⁷ **Colinealidad:** cuando dos o más variables comparten cantidades sustanciales de información. Puede ser un problema en la estimación de parámetros, conduciendo a la identificación incorrecta de predictores relevantes cuando no lo son (Dormann et al., 2013).

“Diversidad Beta”), habiéndose utilizado el criterio de Dormann et al., (2013), para seleccionar las variables con un coeficiente de correlación de Pearson menor a un valor absoluto de 0.7.

Se seleccionaron aquellos modelos con el mejor subconjunto de variables, en base a los valores de AIC, utilizando la función ‘stepAIC’ del paquete MASS (Venables & Ripley, 2002). Con la función ‘AICc’ del R MuMIn (Barton, 2022) se comparó el AICc del modelo inicial, con el modelo nulo (intercepto solamente), y el modelo podado con por la función ‘stepAIC’. En todos los casos el modelo nulo tuvo un AICc mayor (más de diez unidades); y los modelos “podados” los AICc fueron menores que los modelos iniciales (más de diez unidades).

El análisis se focalizó en los coeficientes de regresión parcial, para examinar cómo las variables de respuesta cambian en respuesta a cambios en el porcentaje de forestación (%afo) mientras se mantiene constante el efecto de las otras variables de paisaje. Las variables fueron centradas y estandarizadas antes de la modelación, de manera de poder tener coeficientes comparables (Schielzeth, 2010). A su vez se evaluaron los efectos de los factores “localidad” y “bloque” (factores de efectos aleatorios) (Legendre & Anderson, 1999; Zuur et al., 2009). Sin embargo, probablemente debido a los pocos grupos representados y/o al sobreajuste, la modelación presentó problemas para calcular la varianza de los efectos aleatorios, por lo que la misma no pudo ser representada.

4.3.3.3. Desempeño de los modelos estadísticos

Los GLMM y la estimación de los efectos se realizaron con paquetes los paquetes R glmmTMB (Brooks et al., 2017). Para las variables de respuesta del tipo “conteos” (i.e. riqueza, cantidad de individuos y grupos funcionales) se utilizó la distribución de “poisson” y función de enlace logarítmica. Para las variables de respuesta continuas [i.e. Biomasa, riqueza funcional (FRic); y divergencia funcional (FDiv)], se modeló con la distribución gaussiana y función de enlace identidad; siendo necesario transformar previamente la variable “biomasa” mediante logaritmo para lograr ajustar el modelo. Otro ajuste necesario fue modelar la variable FRic, en función de las variables de paisaje, sin los efectos aleatorios de manera de sobrellevar los problemas de convergencia detectados asociados a la presencia de valores propios muy pequeños.

La evaluación del desempeño de cada modelo (i.e. ajuste a los datos) se llevó a cabo mediante el diagnóstico de la distribución de residuales simulados contra valores predichos y variables explicativas, utilizando el paquete R DHARMA (Harting, 2022). En particular, se buscó evaluar (a) el ajuste del modelo a los datos, corroborando que no hubiera desviaciones significativas entre los valores observados y los valores esperados del modelo (test de Deviancia); (b) corroborar la homocedasticidad de los residuos, evidenciando que la varianza residual sea constante en el modelo (test de dispersión); y (c) evaluar la normalidad de los residuos y la presencia de sesgo y/o curtosis (test de Kolmogorov-Smirnov) y gráfico de cuantiles residuales.

Para evaluar el porcentaje de la varianza explicada por los modelos, se calculó el Coeficiente de determinación para GLMM (denominado pseudo R^2) con el paquete R MuMIn (Barton, 2022). Este parámetro se divide en R^2 Marginal (i.e. varianza explicada por los efectos fijos) y R^2 Condicional (i.e. varianza explicada por el modelo total: efectos fijos más los aleatorios) (Nakagawa & Schielzeth, 2013).

Por último, para comparar la magnitud de los efectos e interacciones en aquellos factores de efecto significativo (p -valor $<0,01$), se utilizó el paquete R multcomp (Hothorn et al., 2008) para realizar test a posteriori (método de Tukey) verificando si el intervalo de confianza del 95%, de las diferencias estimadas entre pares, incluía el cero. Se utilizó el paquete R ggpredict (Lüdecke, 2018) para transformar las variables a su escala original y visualizar los resultados del modelo.

5. RESULTADOS

5.1. Estructura de la vegetación

La estructura de la vegetación y la fisonomía de los ambientes evaluados fue marcadamente diferente (Tabla 8-5 b-c). En comparación con los pastizales, en la forestación se destaca la dominancia del estrato arbóreo de características fustales con un 83,0% de cobertura promedio y de gran altura, y un estrato herbáceo muy reducido (13,3%), sustituido por mantillo (hojarasca) con un 87,7% de cobertura. Por su parte, los pastizales presentaron una escasa cobertura arbórea, dominados principalmente por estrato herbáceo. Dicho estrato presentó principalmente bajo porte (<10 cm), aunque también presentó porciones importantes de mayor porte (Tabla 8-5 d).

En comparación con los bosques, los rodales forestales presentaron una estructura homogénea y baja diversidad florística. El estrato arbóreo de la forestación presentó una densidad de árboles tres veces menor; y casi cinco veces menor en cuanto a cantidad troncos. A su vez, los bosques presentaron 11,6 especies arbóreas en promedio por unidad de muestreo (0.02 ha), de las cuales 8,6 fueron de dispersión zoocórica, mientras que la diversidad del estrato arbóreo en forestación estaba compuesta por una sola especie de *Eucalyptus sp.* El componente de sotobosque si bien solo presentó un 16% de cobertura en bosques nativos, en forestación fue ocho veces menor. Para más detalles ver Anexo 8.6.

5.2. Diversidad Gamma (γ)

5.2.1. Avifauna del área de estudio

Durante los muestreos estandarizados a lo largo de todo el estudio (734 puntos de conteo) se contabilizaron 6511 individuos pertenecientes a 152 especies de aves (49% de la avifauna potencial para la cuenca hidrográfica del Río Negro) y a 32 grupos funcionales (82% de los esperados para Uruguay continental). La especie más común fue el Chingolo (*Zonotrichia capensis*) con el 11.6% del total de individuos detectados, mientras que el Ñandú (*Rhea americana*) representó el 32% de la biomasa relativa total del ensamble. Por su parte los grupos funcionales “Omnívora Terrestre” y “Carroñera” representaron el 50% de la biomasa total del ensamble en toda el área de estudio. Ver más detalles en Anexos 8.1 y 8.10.3.

Del total de especies registradas en los muestreos cuantitativos, cinco presentan estatus de amenazada o casi amenazada según criterios UICN global: Ñandú (*Rhea americana*); Carpinterito Enano (*Picumnus nebulosus*); y UICN nacional: Chorlo Cabezón (*Oreopholus ruficollis*); Lechucita de Campo (*Athene cunicularia*); Ratonera Aperdizada (*Cistothorus platensis*) (Anexo - 1 -8.1).

Todas estas especies, salvo el Carpinterito Enano, presentan preferencia por ambientes de pastizales.

A lo largo de todo el estudio, fueron registradas 20 especies en forestación (FO), 92 en bosques (BO), 100 en sabanas (SA), 60 en pastizales (HM) y 65 en bajos (HH). En cuanto a los patrones de preferencia de hábitat (según clasificación a priori Anexo 8.7.3) el 39% de las especies estaban asociadas a ambientes abiertos (pastizales y bajos), 32% a bosques de dosel cerrado, 15% a sabanas, 8% a ambientes acuáticos, y 6% fueron clasificadas como generalistas. Un 19% de las especies se consideran migratorias (16 especies residentes o visitantes estivales, y tres visitantes invernales), ninguna de las cuales fueron registradas en forestación.

En cuanto a la diversidad estimada, los índices de diversidad gamma (D_g) presentaron niveles de completitud de muestreo mayor a 96% para todos los ambientes, salvo para los bajos que fue del 85% (Figura 8.1). Por su parte se evidencian variaciones significativas entre los ambientes, siendo la forestación el ambiente que presentó los valores significativamente más bajos (21 ± 4 especies y 12 ± 2 grupos funcionales, 95% CI) (Figura 5.1). En comparación con los pastizales, la forestación presentó una reducción del 68 % en la riqueza de especies y del 42 % en la diversidad de grupos funcionales. Además, la forestación presentó valores 75 % y 51 % menores riqueza de especies de grupos funcionales, respectivamente, en comparación con los bosques.

Por su parte, en las curvas de los perfiles de diversidad se observa que la forestación presenta pendientes más atenuadas que los ambientes nativos, indicando ensambles con mayor equidad entre las especies y grupos funcionales en términos de frecuencia relativa (i.e. menor proporción de especies o grupos funcionales raros) (Figura 5.1). Este patrón se hace más evidente en el perfil de diversidad taxonómica (Figura 5.1-A).

Finalmente, la redundancia funcional (tanto la estimada como la observada) también fue menor en forestación, aproximadamente la mitad que el promedio de los ambientes nativos (Figura 5.2). Mientras que la densidad de individuos y biomasa en forestación fue en promedio un 90% menor que en los ambientes nativos. En cuanto a la biomasa, los pastizales presentaron un valor 22 veces mayor que la forestación y tres veces mayor que el resto de los ambientes nativos, gran parte de la cual se debe a la presencia del Ñandú (*Rhea americana*) (Figura 5.2).

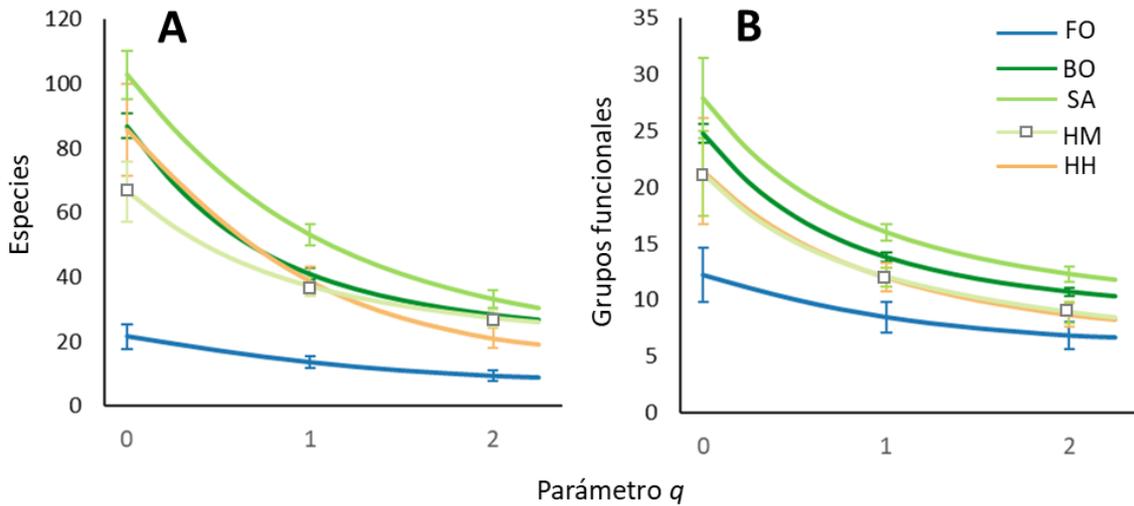


Figura 5.1. Perfiles de diversidad (D_q): (A) taxonómica y (B) funcional; estimados para cada ambiente en base a 200 puntos de conteo (extrapolación/interpolación según corresponda) y una completitud del muestreo > 96%. Parámetro q : Riqueza ($q=0$), exponente del Índice Shannon ($q=1$); e inverso del Índice de Simpson ($q=2$). Barras de error: intervalo de confianza del 95%. Datos provenientes de todos los muestreos. **Referencias:** Forestación (FO); Bosque (BO); Sabana (SA); Pastizal (HM); Bajos (HH).

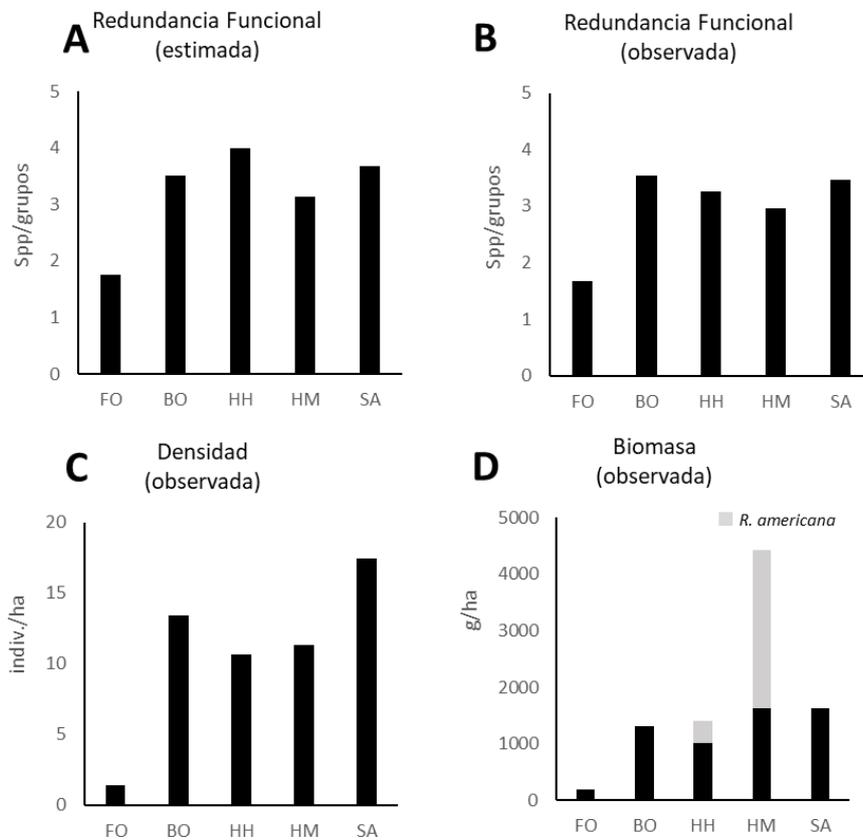


Figura 5.2. Otras métricas de diversidad gamma estandarizada por muestreo para cada ambiente: (A) Redundancia funcional estimada (en base Números de Hill); y en base a conteos observados estandarizados por cantidad de área relevada: (B) Redundancia funcional observada; (C) Densidad observada (cantidad de individuos detectados por área relevada); y (D) biomasa observada (abundancia ponderada por masa corporal de cada especie, por área relevada). **Referencias:** Forestación (FO); Bosque (BO); Sabana (SA); Pastizal (HM); Bajos (HH).

5.3. Diversidad Beta (β)

Se encontraron diferencias significativas en la composición de especies y grupos funcionales de los ensamblajes presentes en la forestación y los ambientes nativos (Tabla 5-1). En forestación, de las 20 especies registradas, solo el Carancho (*Caracara plancus*) se considera especialista de ambientes abiertos, mientras que el resto estuvieron asociadas a bosques (9 spp), sabanas (4 spp); o se consideran generalistas (7 spp). Las especies generalistas fueron las más representadas en cuanto a la cantidad de individuos (abundancia relativa del 56%) con dominancia de tres especies: Paloma de Monte (*Patagioenas picazuro*); Chingolo (*Zonotrichia capensis*); y Sabiá (*Turdus amaurochalinus*). (Anexo 8.2). Ninguna de las especies registradas en forestación es migratoria. De todas maneras, existieron diferencias entre las temporadas anuales, siendo la temporada invernal la que presentó mayor riqueza taxonómica y funcional acumulada a lo largo de los muestreos (Anexo 8.2).

Considerando a la avifauna en toda el área de estudio (diversidad gamma en función de los ambientes), se encontraron altos valores de disimilitud de la forestación con respecto a los ambientes nativos (57-73%), siendo los pastizales los que presentaron un mayor contraste con la forestación. La avifauna registrada en pastizal presentó un 73% de disimilitud con respecto a la avifauna de forestación, de la cual un 50% se debe al recambio de especies y un 23% al anidamiento (Figura 5.3 A). Contrariamente, las diferencias de composición de especies entre los ambientes arbolados (bosques, sabanas) y la forestación, se debieron principalmente al “anidamiento”, es decir a menores valores de riqueza en forestación, constatándose apenas un 5% de recambio de especies. Por su parte los grupos funcionales presentaron menores valores de disimilitud más atenuados (30-37%) y solo se constató recambio de grupos entre los pastizales y la forestación (Figura 5.3 B).

Las especies presentes en forestación pertenecieron a 12 grupos funcionales (Anexo 8.2), los cuales principalmente abarcan niveles tróficos de nivel primario (herbivoría), y de omnivoría, aunque también estuvieron representados el nivel trófico secundario (faunivoría) (Anexo 8.2). Los grupos funcionales más representados, por cantidad de individuos, fueron los Omnívoros Escansoriales⁸ (32 indiv. 4 spp), y los Herbívoros Generalistas Escansoriales [31 indiv. una especie: Paloma de Monte (*Patagioenas picazuro*)]. Por su parte, la gran mayoría de los Invertívoros presentes en forestación (seis de las siete especies) estuvieron restringidos a la temporada invernal (Anexo 8.2).

Respecto a los ambientes de pastizal y bosque, los grupos funcionales observados en forestación estuvieron representados por una menor cantidad de especies (i.e. menor redundancia funcional) y biomasa (cantidad de individuos ponderada por masa corporal) (Anexo 8.3). Como excepción a lo anterior, dos grupos funcionales se observaron en la forestación, pero no en pastizales: Nectarívoros, Invertívoros Arborícolas; y otros dos grupos estuvieron mayormente

⁸ Escansorial: Forrajea desde estrato terrestre hasta arbóreo

representados, en términos de biomasa, en forestación que en pastizales: Granívoros Terrestres y Omnívoros Escansoriales (Anexo 8.3).

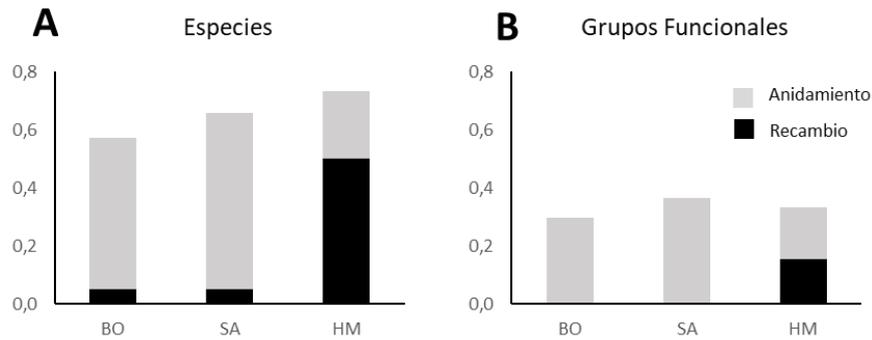


Figura 5.3. Comparación por pares de los Índices de Disimilitud de composición (especies y grupos funcionales) entre los ambientes nativos y la forestación. Los índices toman valores de 0 (cuando los ensambles son idénticos en composición de especies/grupos funcionales) a 1 (cuando los ensambles no comparten ninguna especie/grupo) Referencias: Recambio: índice de Simpson; Anidamiento: diferencia entre índice de Sorensen e índice de Simpson. La suma del recambio y el anidamiento es igual al índice de Sorensen, que corresponde a la disimilitud total. Ambientes: Bosque (BO); Sabana (SA); Herbazal Mesófilo (HM).

Los dbRDA permitieron evidenciar diferencias significativas en la composición de especies y grupos funcionales, siendo el tipo de ambiente el principal factor explicativo de dichas diferencias: 57% y 45% respectivamente (Tabla 5-1). Por su parte, en el análisis global los factores de paisaje explicaron un 25% y 20% de las diferencias en composición taxonómica y funcional respectivamente; mientras que la temporada, solo explicó un 2 y 3%, (Tabla 5-1). Dentro del conjunto de variables que componen los atributos del paisaje, la distancia al bosque más cercano (dist.bo) y el porcentaje de cobertura de ambientes abiertos nativos (%abi), resultaron ser las variables con más peso explicativo en los modelos de diversidad taxonómica y funcional (Tabla 5-1); mientras que el porcentaje de área forestada (%area.af) solo explicó entre 3% y 4% de la varianza modelada (Tabla 5-1).

En dicho análisis se encontraron notorias diferencias de composición de especies y grupos funcionales en los ensambles de pastizales y de bajos con respecto a los ambientes arbolados (Figura 5.4). En el caso de los pastizales, estas diferencias se correlacionan positivamente con el aumento de la proporción de ambientes abiertos (%abi), y la distancia al bosque más cercano (dbo). Por su parte, la proporción de cobertura forestal (%af) se correlaciona positivamente con la variabilidad interna encontrada en los ambientes abiertos, principalmente en los bajos. En cuanto a los ensambles en forestación, el nivel de solapamiento de las elipses indica una composición taxonómica y funcional similar a la de los bosques y sabanas, aunque se aprecia una notoriamente mayor diversidad beta (i.e. elipses más grandes) que en resto de los ambientes nativos (Figura 5.4). En ese sentido, la temporada invernal (t.inv) presenta una correlación positiva tanto con dicha variabilidad interna como con la disimilitud entre forestación y bosques y sabanas.

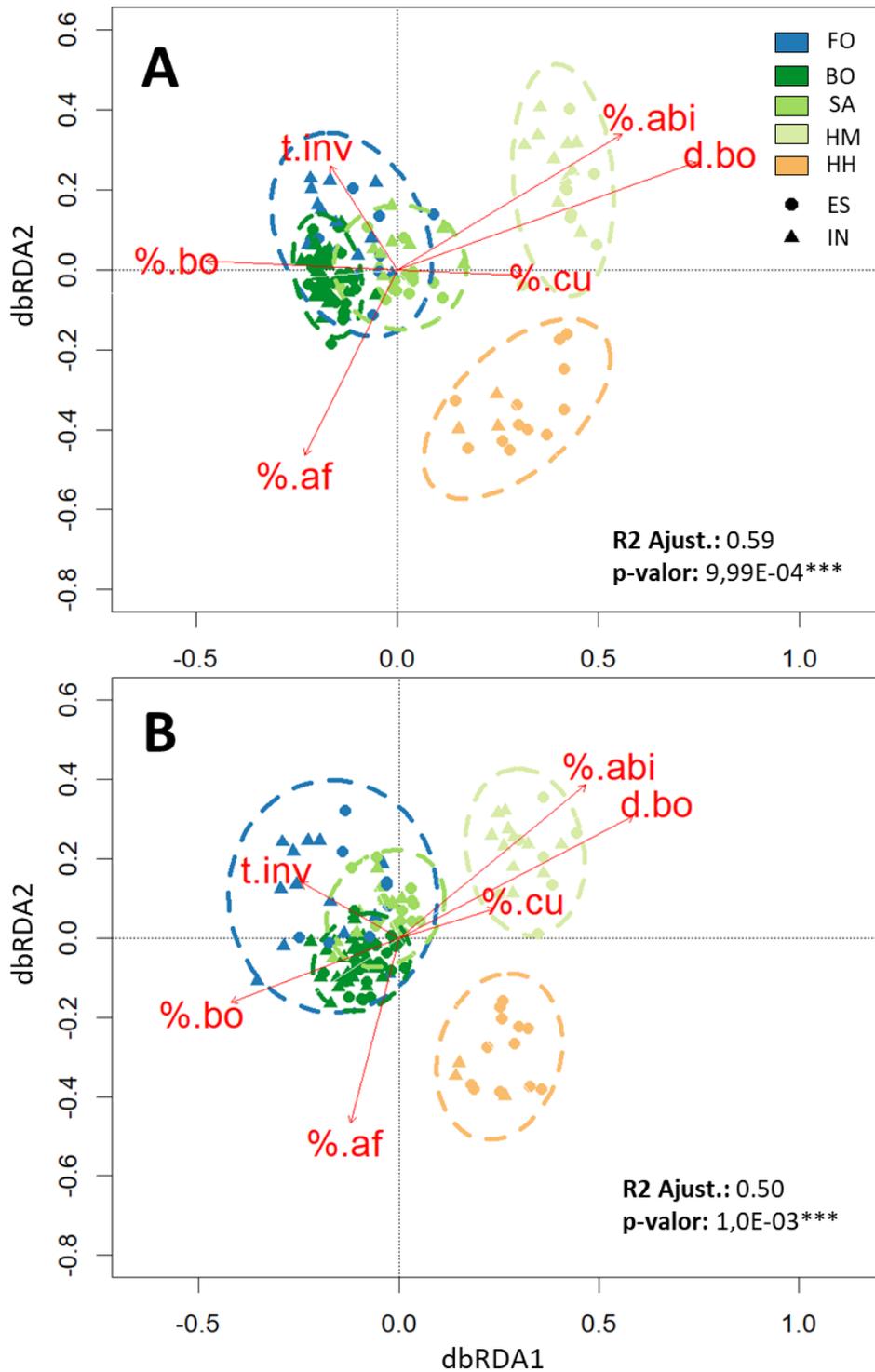


Figura 5.4 Gráficos de ordenación dbRDA de la composición de (A) especies y (B) grupos funcionales en base a matrices de recambio, en función de **variables locales**: ambiente (Forestación (FO); Bosque (BO); Sabana (SA); Pastizal (HM); Bajos (HH)); temporales: temporada anual (temporada invernal (t.inv)); y variables de paisaje: porcentaje de superficie cubierta: forestación (%af); bosque (%bo); ambientes abiertos nativos (%abi); cultivos agrícolas (%cu); distancia al parche más cercano: bosque (dbo). **Referencias**: Elipses corresponden al 95% de los datos. Triángulos representan muestras correspondientes a la temporada estival, círculos temporada invernal. La longitud de las flechas representa la fuerza de la correlación entre las variables.

Tabla 5-1. Análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA, **Figura 5.4**) de la partición de varianza para variables locales (ambiente) y temporales (temporada anual) y de paisaje (se muestran agregadas y por separado). Se presentan los valores R^2 ajustados y los p-valor (p-valor: *** < 0,001; ** < 0,01; * < 0,05; ' < 0.1). Referencias: Grados de libertad (gl). Variables de paisaje: porcentaje de superficie cubierta: forestación (%af); bosque (%bo); ambientes abiertos nativos (%abi); cultivos agrícolas (%cu); distancia al parche más cercano: bosque (dbo).

Partición de la Varianza		gl	Div. β (especies)		Div. β (grup. funcionales)	
			R2 Ajust.	p-value	R2 Ajust.	p-value
Varianza total		10	0,59	0,001 ***	0,50	0,001 ***
Ambiente		4	0,57	0,001 ***	0,45	0,001 ***
Temporada		1	0,02	0,002 **	0,03	0,002 **
Paisaje (total)		5	0,25	0,001 ***	0,20	0,037 *
Paisaje	%af	1	0,03	0,001 ***	0,04	0,001 ***
	%bo	1	0,07	0,000 ***	0,05	0,000 ***
	dbo	1	0,19	0,000 ***	0,11	0,000 ***
	%abi	1	0,10	0,000 ***	0,08	0,000 ***
	%cu	1	0,03	0,084 .	0,01	0,048 *

5.4. Diversidad Alfa (α)

5.4.1. Efectos de la forestación a escala local

La forestación fue el ambiente con menor diversidad a escala local, tanto en términos taxonómicos como funcionales (Figura 5.5, Tabla 8-10). Por su parte, entre las réplicas de forestación, no se constaron diferencias significativas entre las temporadas anuales. Sin embargo, si bien las diferencias entre forestación y los ambientes nativos se mantuvieron relativamente constantes en ambas temporadas anuales, se constató interacción significativa entre ambos factores para pastizales y bajos en algunas de las métricas evaluadas (Figura 5.5). De hecho, los bajos en temporada invernal no presentaron diferencias significativas con la forestación en algunas métricas (ver Discusión).

En los rodales forestales, la riqueza promedio de especies fue cinco veces menor respecto al promedio general de la riqueza en los ambientes nativos, y específicamente casi cuatro veces menor respecto a los pastizales, el ambiente que reemplaza la forestación (Figura 5.5 -A). Con respecto a la abundancia (cantidad de individuos y biomasa), los contrastes fueron aún mayores sobre todo al comparar con los pastizales, en los cuales la biomasa varió marcadamente entre temporadas, siendo más alta durante temporada invernal (Figura 5.5-B).

En cuanto a los grupos funcionales, el modelo no se pudo ajustar adecuadamente (las estimaciones presentan sesgos debido a la sobredispersión de los residuales, posiblemente debido a la distribución bimodal de la variable (Anexo 8.10.1). Esta distribución se debe a la alta frecuencia de valores bajos asociados con la forestación (Figura 8.3). Sin embargo, la forestación también presentó marcadas diferencias respecto a los ambientes nativos (Figura 5.5).

La riqueza funcional (FRic) mostró patrones congruentes con los grupos funcionales, donde la forestación presentó un espacio de rasgos funcionales significativamente reducido (Figura 5.5 - E). Por su parte, si bien la forestación no presentó niveles promedio de divergencia funcional (FDiv) marcadamente más bajos, se encontraron diferencias significativas principalmente con los bosques (Figura 5.5 - F).

La varianza explicada por los efectos aleatorios (i.e. asociada al agrupamiento de las muestras según su localidad y centroide) varió entre un 0 y un 28%, según la variable de respuesta modelada (Figura 5.5, Tabla 8-10). Lo anterior indica que en algunos casos las diferencias/similitudes entre las distintas unidades muestrales son, en parte, explicadas por el nivel de agrupamiento espacial. Sin embargo, en aquellos casos donde dicho coeficiente de determinación fue del 0%, indica que los efectos aleatorios no están contribuyendo a la explicación de la variable de respuesta, al menos en magnitudes medibles (Bolker, 2022).

La incidencia de los efectos aleatorios en la variación entre los grupos se reflejó en un Coeficiente de Correlación Intraclase (ICC) alto (Tabla 8-10). En general se entiende que un valor del ICC mayor a 0.5, implica que las diferencias entre los grupos no son despreciables, y que puede haber una incidencia importante de la variable de agrupamiento en la variable de respuesta. Por ejemplo, en el caso de la cantidad de individuos (Tabla 8-10 b) un ICC cercano de 0.8 indica que hay diferencias importantes en los valores de abundancia medidos entre distintas localidades y/o bloques. Por su parte, si el modelo GLMM no converge correctamente, es posible que no se pueda calcular el ICC. Esto se evidencia en el modelo de los grupos funcionales (Tabla 8-10 d). Sin embargo, también ocurrió en el modelo del log (Biomasa) (Tabla 8-10 d), en el que *a priori* no se detectó problemas de convergencia al ajustar el modelo, pero sí una alta varianza residual ($\sigma^2 = 0.71$).

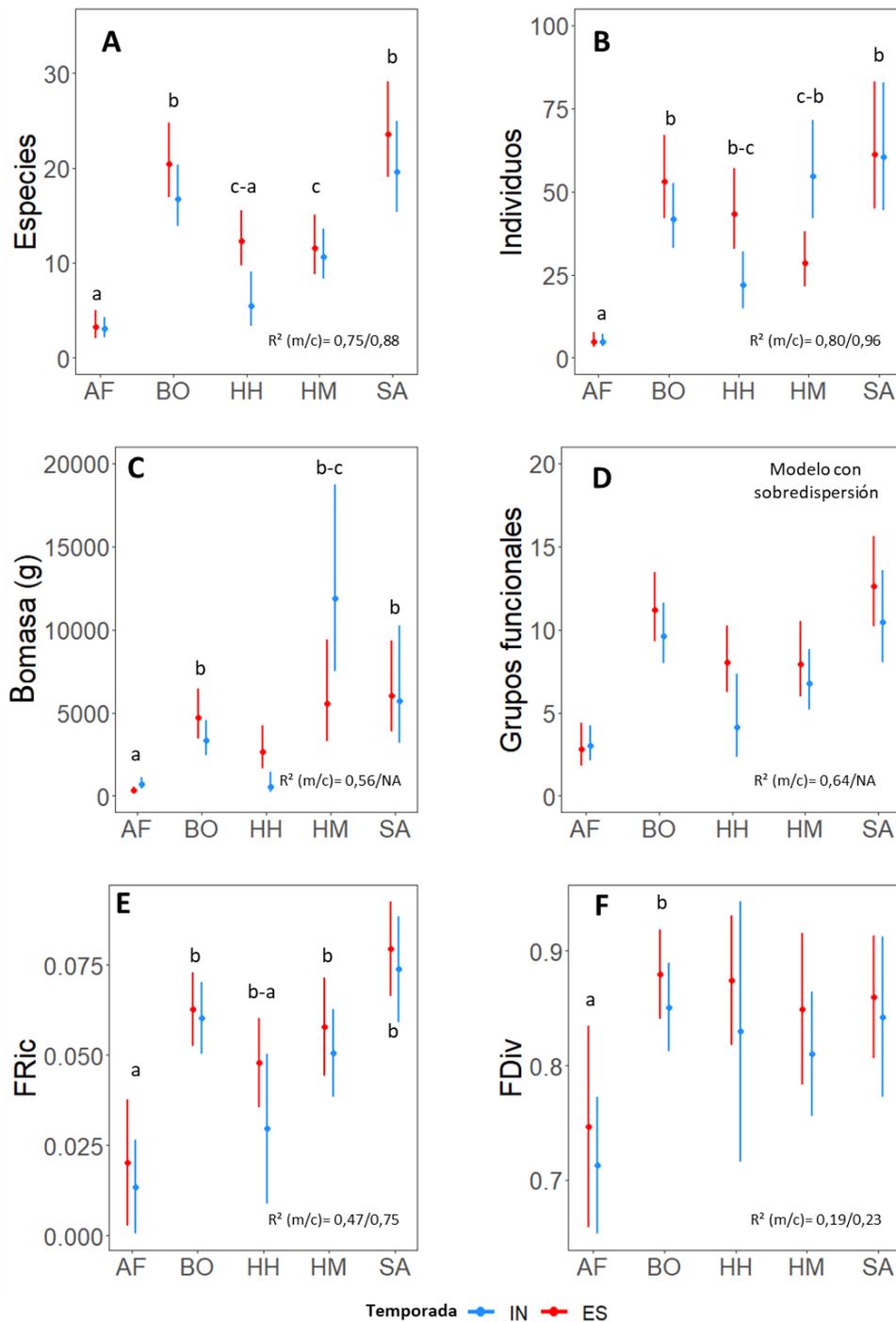


Figura 5.5. Valores de diversidad- α predichos según ambiente y temporada por los modelos GLMM, estimados para una muestra estandarizada de cinco puntos de conteo: (A) N° de especies; (B) Cantidad de individuos; (C) Biomasa (g); (D) N° de grupos funcionales; (E) Riqueza Funcional (FRic); y (F) Divergencia Funcional (FDiv). **Referencias:** **Ambientes:** FO: Forestación, BO: Bosque; HH: Herbazal Hidrófilo; HM: Herbazal Mesófilo; SA: Sabana. **Temporadas:** ES: Estival (rojo); IN: Invernal (azul). Las barras representan intervalos de confianza del 95%. Las letras diferentes (a-c) indican diferencias significativas (contrastes a posteriori según test de Tukey ($p < 0,001$)). $R^2(c/m)$: Coeficiente de determinación marginal (efectos fijos) / condicional (efectos fijos + aleatorios).

5.4.2. Efecto de la forestación en el paisaje

El porcentaje de área forestada (rango: 0-64%) estuvo asociado a un decrecimiento significativo de los índices de diversidad taxonómica en los pastizales (HM) y bajos (HH), pero presentó distintas tendencias en cuanto a la diversidad funcional (Figura 5.6; Tabla 8-11). A su vez otras variables del paisaje contempladas tuvieron gran efecto en la diversidad taxonómica y funcional como el porcentaje de área de bosque y la distancia al mismo (Tabla 8-11).

El principal grupo de aves afectado por el aumento de la superficie forestada fueron las aves especialistas de pastizal (Figura 5.6-B), no existiendo efectos en las especies de especialistas de bosque y las generalistas (modelos no representados). Por su parte, no se encontró incidencia significativa del área forestada en la cantidad de individuos (tanto de todas las especies, como de las especialistas de ambientes abiertos) (Figura 5.6-C:D; Tabla 8-11). Sin embargo, se encontraron interacciones significativas entre los factores “temporada” y “ambiente”, indicando un efecto del porcentaje área forestada en la cantidad de individuos de los ensambles de aves asociados a la temporada invernal en los pastizales (Figura 5.6; Tabla 8-11).

Disgregado por tipo de ambiente, en el caso de los pastizales, la riqueza de especies disminuyó levemente con el grado de forestación en el paisaje, pero la cantidad de individuos disminuyó en forma más acentuada. Por su parte, la riqueza de grupos funcionales aumentó levemente con el grado de forestación del paisaje; mientras que la riqueza funcional (FRic) se mantuvo constante (Figura 5.6-E-F). Mientras tanto, en el caso de los bajos la disminución de riqueza de especies y cantidad de individuos, con el porcentaje de área forestada, fue más importante que en los pastizales. En cuanto a la diversidad funcional, se constató la disminución de grupos funcionales y de FRic (aunque esta última muy levemente) (Figura 5.6-E-F). Se debe destacar que, las estimaciones realizadas en cuanto a los ambientes bajos, para valores de forestación menores al 30%, presentaron niveles de incertidumbre muy altos debido a la falta de datos para ese intervalo del rango de superficie forestada. Lo mismo ocurre en pastizales para valores mayores de 30% de superficie de forestación, donde solo se obtuvo un dato.

Se destaca que el modelo de grupos funcionales, al igual que en el apartado anterior, también presentó problemas de ajuste, detectándose una desviación menor, pero significativa, de la distribución normal en los residuos (Figura 8.4). Estos indicadores no necesariamente significan que se deba descartar el modelo, pero sugieren que podría haber problemas con la calidad del ajuste, pudiendo disminuir la precisión de las estimaciones. Por su parte los demás indicadores (QQ plots, y test de normalidad y homocedasticidad) presentaron valores aceptables (Figura 8.4).

Por último, en los seis modelos presentados, el R^2 condicional y marginal fueron iguales (Tabla 8-11), indicando que los efectos aleatorios no estarían contribuyendo a la explicación de la varianza en las variables de respuesta. Esto podría dar la pauta de que un GLMM no es necesario, ya que el modelo podría construirse a partir de un GLM, modelando solo los efectos fijos, para explicar la variabilidad en la respuesta. Sin embargo, es importante evaluar con mayor profundidad la calidad del ajuste de estos modelos y la pertinencia o no de los efectos aleatorios (Bolker, 2022).

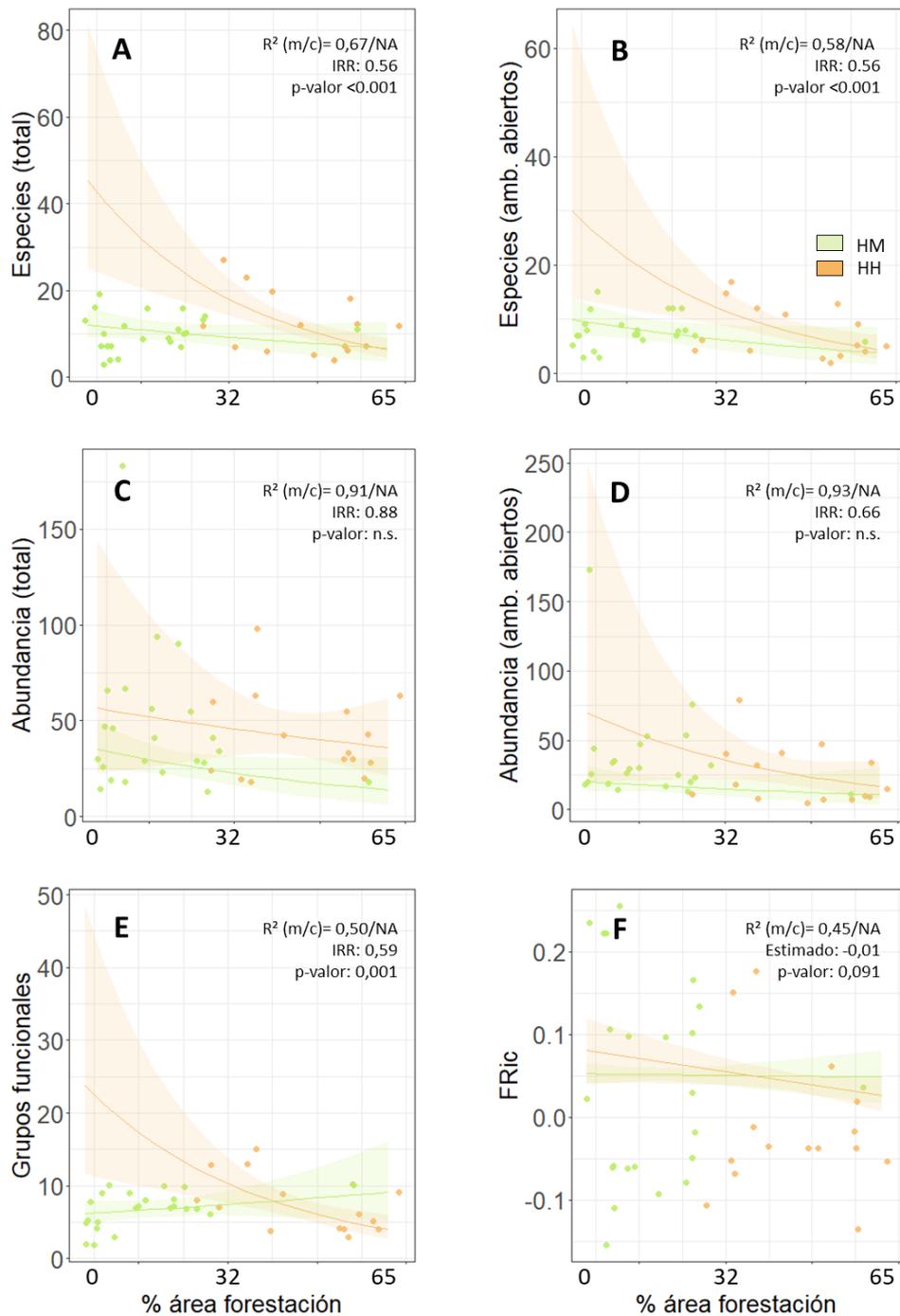


Figura 5.6. Valores de diversidad- α predichos según ambientes abiertos en función del porcentaje de área forestada (%afo). (A) Riqueza total y (B) de especialistas de ambientes abiertos; (C) cantidad de individuos total y (D) de especialistas de ambientes abiertos; (E) cantidad de grupos funcionales; (F) Riqueza Funcional. El área sombreada representa los intervalos de confianza del 95%. $R^2(c/m)$: Coeficiente de determinación marginal (efectos fijos) / condicional (efectos fijos + aleatorios). IRR: Incidence Rate Ratio asociado a la variable explicativa “%área forestación”, con su respectivo p-valor. En su defecto se presenta la pendiente estimada (solo para FRic). Referencias: HM: Herbazal Mesófilo (pastizal); HH: Herbazal Hidrófilo (bajo).

6. DISCUSIÓN

6.1. Caracterización de la avifauna del área de estudio

Casi la mitad de las especies previamente reportadas para la cuenca hidrográfica del Río Negro fueron registradas durante los muestreos estandarizados. A nivel de diversidad gamma, los altos niveles de completitud de los muestreos (>96%) indican que los relevamientos acumulados en toda el área de estudio son adecuados para describir la diversidad de cada ambiente a esa escala (Figura 8.1).

El grupo de aves más representado fue el de las especialistas de áreas abiertas (39%), lo cual es esperable dado el contexto regional de los Pastizales del Río de la Plata (PRP), donde el bioma dominante es el pastizal; y los ensamblajes de aves especialistas de pastizales presentan altos niveles de diversificación (Soriano, 1991; Stotz et al., 1996; Vickery & Herkert, 1999). Estos patrones también son esperables a escala del paisaje, teniendo en cuenta que los ambientes abiertos (pastizales y bajos) fueron los ecosistemas nativos con mayor cobertura (51.8% en promedio; Tabla 8-4); y que las matrices de pastizal relevados se caracterizan por un mosaico de pastizales, bajos y humedales con diferentes regímenes de manejo y pastoreo; por lo que es probable que esta heterogeneidad espacial horizontal implique una alta diversidad taxonómica en la avifauna (Develey et al., 2008; Dias et al., 2017; Hovick et al., 2015).

Por otro lado, es llamativo el gran componente de aves especialistas de bosques en la región de estudio (32%), teniendo en cuenta la escasa cobertura de bosques en la cuenca del Río Negro (MVOTMA, 2018); y considerando el promedio de las localidades aquí relevadas (8.3 y 7.8% respectivamente; Tabla 8-4). En ese sentido, se debe considerar el carácter transicional de la avifauna de los PRP, ya que biogeográficamente recibe una gran influencia de la avifauna del bioma Bosque Atlántico (Azpiroz, 2012; Jacobs & Fenalti, 2020; Stotz et al., 1996). A su vez, a pesar de la poca superficie a nivel de paisaje, los bosques pueden sustentar una diversidad alfa de aves proporcionalmente mayor que los pastizales, ya que su mayor heterogeneidad estructural (estratos verticales) y fisionómica aumenta la disponibilidad de nichos ecológicos permitiendo mayores niveles de riqueza específica por unidad de área (Holmes & Recher, 1986; MacArthur, 1957; MacArthur & MacArthur, 1961). Lo anterior se vio reflejado en los resultados de diversidad alfa de este estudio, donde los bosques y sabanas representaron los ambientes con mayor cantidad de especies y grupos funcionales por unidad de análisis (Figura 5.5). En particular se destaca la elevada riqueza de especies de las sabanas, con una composición taxonómica que combina especies de ambientes abiertos y de bosques. Esto marca la pauta de la importancia de estos ambientes transicionales, y de la necesidad de incluirlos en la planificación del diseño de los establecimientos forestales (Fernandes et al., 2016).

Por su parte los pastizales tuvieron niveles equiparables de diversidad funcional y densidad relativa de individuos respecto a los bosques; y presentaron niveles notoriamente mayores de biomasa de aves por unidad de área que el resto de los ambientes (Figura 5.2, Figura 5.5). Esto sumado a su mayor cobertura en el paisaje, da cuenta de la magnitud e importancia de estos ecosistemas en términos de diversidad de aves y los procesos ecosistémicos en los que participan. Además, de las cinco especies amenazadas/casi amenazadas registradas, cuatro son especialistas de ambientes de pastizal, dando la pauta de la importancia relativa que tienen los ambientes de pastizal en términos de conservación (Azpiroz, Isacch, et al., 2012).

6.2. Comparación de diversidad entre ambientes nativos y forestación

Uno de los principales impactos de la forestación destinada a la industria de la celulosa es la sustitución de pastizales naturales (Baeza et al., 2022). Estos ecosistemas presentan una importante diversidad florística y heterogeneidad fisionómica a escala local, lo que contrasta enormemente con la forestación (Rodríguez et al., 2003; Six et al., 2014; Texeira & Altesor, 2009). En esta última, domina el estrato arbóreo fustal homogéneo y el estrato herbáceo está prácticamente ausente, sustituido por una capa de hojarasca (Pairo et al., 2021; Santoandré et al., 2021; Six et al., 2014; Souza et al., 2013) (Anexo 8.6; Tabla 8-5).

Esta sustitución de cobertura vegetal afecta a distintas comunidades de pastizal a lo largo de las ecorregiones abarcadas en el área de estudio, las cuales presentan una gran heterogeneidad florística y fisionómica a escala regional (Brazeiro, 2015; MVOTMA, 2018). Por consiguiente, un gran componente de la avifauna asociada a los pastizales de la región es potencialmente afectado (Azpiroz, Isacch, et al., 2012; Azpiroz & Blake, 2009, 2016; Da Silva et al., 2015).

6.2.1. Estructura de los ensambles

En línea con lo esperado (predicción 1.1) la forestación presentó valores comparativamente más bajos de diversidad taxonómica con respecto a los ambientes nativos⁹. Este patrón fue congruente tanto a nivel gamma (Figura 5.1), como alfa (Figura 5.5 A-B). En particular, la riqueza de especies predicha fue significativamente menor en los rodales forestales, alineándose con lo reportado en otros estudios de avifauna a nivel nacional y regional (Dias et al., 2013; Filloy et al., 2010; Jacoboski et al., 2019; Martínez-Lanfranco et al., 2022; Phifer et al., 2016). A nivel alfa, no se constaron diferencias significativas entre las temporadas anuales, entre las réplicas de forestación, en ninguna de las métricas evaluadas; algo similar a lo reportado por Bas López et al., (2018).

Respecto a los valores de abundancia (cantidad de individuos y de biomasa de aves), los menores niveles en forestación pueden dar la pauta de la escasez de recursos para las aves. Es de destacar que, respecto a los pastizales, gran parte de estas diferencias se debe a la presencia del Ñandú (*Rhea americana*) cuya masa corporal promedio es de 23,0 Kg: (Cooke et al., 2019; J. Dunning, 2008; Wilman et al., 2014). Otro factor que puede influir en la abundancia de aves en pastizales es la congregación de individuos en bandadas monoespecíficas y/o mixtas. En temporada invernal, o no reproductiva, varias especies se congregan para migrar y/o como estrategia de forrajeo (Sainz-Borgo et al., 2018). Estas diferencias pueden observarse principalmente al comparar la cantidad de individuos entre temporadas para las réplicas de pastizal (Figura 5.5 B). Por su parte durante los muestreos de campo en temporada invernal, se registraron bandadas monoespecíficas de tres especies en pastizales: Chorlo Cabezón (*Oreopholus ruficollis*); Cotorra (*Myiopsitta monachus*), y Misto (*Sicalis luteola*). A su vez, fuera de los muestreos estandarizados, se registraron grandes agrupaciones de otras especies de aves de pastizal: e.g. Tero (*Vanellus chilensis*), Cachirla Común (*Anthus furcatus*); Pecho Colorado (*Leistes superciliaris*); y Golondrina Ceja Blanca (*Tachycineta leucorrhoa*). Lo anterior indica que la sustitución de pastizales por forestación tiene implicancias no solo en la presencia de determinadas especies y grupos

⁹ El único caso donde no se encontraron diferencias significativas fue al comparar los bajos (HH) en temporada invernal. Sin embargo, se debe resaltar que dichas unidades muestrales presentaron niveles de forestación del paisaje bastante altos (~51%), y estaban a una distancia promedio de 74 metros de la forestación más cercana, por lo cual probablemente los resultados reportados para ese tratamiento (combinación de factores ambiente y temporada) no sean representativos.

funcionales, sino también en diversos aspectos como los comportamientos sociales, interacciones biológicas e intercambio de información; los cuales están relacionados con la estructura de la comunidad y el uso de recursos por parte de las aves (Goodale et al., 2010; Sainz-Borgo et al., 2018).

En cuanto a la diversidad funcional y de acuerdo con lo esperado (predicción 1.1), la forestación presentó valores comparativamente más bajos de riqueza de grupos funcionales tanto a nivel de diversidad gamma (Figura 5.1) como alfa (Figura 5.3). Esto también fue congruente con la menor riqueza funcional (FRic) en la forestación; ya que ambas métricas indican un espacio funcional menos ocupado en este ambiente, lo que puede estar asociado a menores niveles de productividad y funcionamiento ecosistémico mediado por aves.

Por su parte, la forestación mostró niveles menores de divergencia funcional (FDiv) que el resto de los ambientes, indicando una distribución más agrupada de la biomasa de las especies a lo largo del espacio funcional. Esto sumado a una menor riqueza funcional, apunta a que el principal mecanismo explicativo del ensamblaje de especies en la forestación es el filtrado ambiental (Kraft et al., 2015; Mouchet et al., 2010). No obstante, para profundizar los posibles mecanismos que generan estos patrones de ensamblaje de especies en forestación, se deberá comparar simultáneamente los efectos de las restricciones a la dispersión, filtros ambientales y filtros bióticos (e.g. competencia) (Cadotte & Tucker, 2017). De todas maneras, la correlación entre los bajos niveles observados de diversidad taxonómica y funcional en forestación, apoyan la idea de las limitantes abióticas, y por tanto el filtrado ambiental, de la forestación como predictores de la disimilitud de sus ensamblajes con respecto a los ambientes nativos (Cadotte & Tucker, 2017; Mouchet et al., 2010).

Esta congruencia sobre el efecto del tipo de ambiente en la riqueza de especies y los grupos funcionales y riqueza funcional (FRic), se ilustra en la alta correlación entre dichas variables (Figura 8.3). Sin embargo, debido a la redundancia funcional (i.e. más de una especie por grupo funcional, y/o con rasgos funcionales similares), el efecto sobre estas dos métricas de diversidad funcional es proporcionalmente menor que la pérdida de especies (tanto a nivel de diversidad alfa y gamma) (Mason et al., 2005). Lo anterior condice con otro trabajo en la región donde reportan efectos dispares en la diversidad taxonómica y funcional (Jacoboski & Hartz, 2020).

Sin embargo, si bien Jacoboski & Hartz (2020) encontraron reducciones en términos de diversidad taxonómica asociadas a la forestación, no encontraron reducciones significativas en cuanto a diversidad funcional (medida por múltiples índices, entre ellos FRic). Por lo tanto, concluyen que la forestación actúa como filtro de especies, pero no de rasgos funcionales. Esto contrasta con los resultados del presente trabajo donde si bien la diversidad funcional respondió de manera menos acentuada que la taxonómica, de todas formas, se constató una pérdida significativa de diversidad funcional en la forestación (FRic y grupos funcionales). La disparidad de resultados con el presente trabajo puede estar asociada a características propias de los muestreos, análisis y rasgos utilizados, así como diferencias en el contexto biogeográfico de ambos estudios: el estudio de Jacoboski & Harz (2020) fue realizado al norte de los Pastizales del Río de la Plata (PRP), donde la influencia del bioma Bosque Atlántico en el conjunto de especies de aves puede ser mayor. Dicha influencia puede traducirse en el aporte de una mayor cantidad de especies, con rasgos funcionales asociados a la afinidad por ambientes boscosos,

que lo reportado en el presente estudio (ver cuarto párrafo del apartado 6.2.2). Por su parte, otros estudios que también tuvieron lugar en los PRP reportaron una disminución de la diversidad funcional de aves en forestación en comparación con los bosques (Jacoboski, de Mendonça-Lima, et al., 2016) y pastizales (Vacarro et al., 2019).

Además de valores significativamente menores en todas las métricas de diversidad taxonómica y funcional evaluadas, la forestación también presentó otras diferencias en la estructura de los ensamblajes. Por ejemplo, las pendientes de los perfiles de diversidad taxonómica y funcional fueron comparativamente más atenuadas, indicando una equidad mayor de lo observado en ambientes nativos (Figura 5.1). Esto implica que en la forestación hay una menor proporción de especies raras (i.e. con cantidades de individuos por debajo del promedio) lo que concuerda con otros trabajos donde encontraron patrones similares en términos de equidad en forestación (Jacoboski & Hartz, 2020), y agricultura (Wiens, 1973). Si bien, niveles de equidad altos indican una mayor homogeneidad en la distribución de las abundancias, los resultados muestran que, en los ambientes naturales, los ensamblajes de aves tienden a ser heterogéneos en ese sentido, y a la vez mantienen niveles de diversidad taxonómica y funcional mayores. Este patrón de equidad alta en forestación puede estar reflejando una ocupación subóptima por parte de las especies en donde ninguna de ellas puede establecerse con niveles de abundancia poblacional alta, con relación a las demás especies, algo que sí estaría sucediendo en los ecosistemas naturales de la región (Cody, 1981; Mason et al., 2005).

Finalmente, la forestación presentó nivel de redundancia funcional menor que el observado en ambientes nativos. Este resultado es coherente con la disparidad detectada entre los efectos de la forestación en la riqueza de especies y grupos funcionales. Los niveles bajos de redundancia funcional se asocian a ambientes alterados (Laliberté et al., 2010; Maure et al., 2018) y al aumento de probabilidad de la pérdida de funciones ecosistémicas ante eventos de extinción local de especies; lo cual puede disminuir la estabilidad ecológica (Chapin et al., 1997; Fonseca & Ganade, 2001; Laliberté et al., 2010; Luck et al., 2013).

6.2.2. Patrones de composición

6.2.2.1. Diferencias entre ambientes

Tal como lo esperado (Predicción 1.2), el principal componente de la diversidad beta entre la forestación y los pastizales fue el recambio de especies y de grupos funcionales (Figura 5.3). Las especies más frecuentes y abundantes en forestación fueron generalistas; que utilizan una gran variedad de ambientes (e.g. cerrados y abiertos), de estratos (especies escansoriales) y de recursos alimenticios (herbivoría y omnivoría) (Anexo 8.2); remplazando casi totalmente a las especies adaptadas a ambientes abiertos. La única especie de pastizal registrada fue el Carancho (*Caracara plancus*) con una frecuencia del 1.7%, en comparación con un 6.4% en pastizal. Esta especie, si bien principalmente utiliza los pastizales para forrajear, es facultativa de otros ambientes (Azpiroz, Isacch, et al., 2012).

Las respuestas de las aves en términos de selección de hábitat en pastizales forestados son conocidos desde hace mucho tiempo (Lack, 1933). En general, las especies generalistas pueden responder positivamente a las alteraciones ambientales que implican las plantaciones forestales (Bellocoq et al., 2011). Por ejemplo, el Chingolo (*Zonotrichia capensis*), una especie generalista y

omnívora terrestre, se registró con mayor frecuencia y cantidad de individuos en forestación que en los pastizales, algo similar a lo reportado en otros estudios en la región (Martínez-Lanfranco et al., 2022; Phifer et al., 2016). En Martínez-Lanfranco et al., (2022), encontraron que el Chingolo fue el doble de abundante en áreas de forestación con *Eucalyptus spp.*, en comparación a los pastizales y bosques nativos. Lo anterior sugiere que esta especie podría estar beneficiándose de las modificaciones del hábitat provistas por la forestación.

En segunda instancia, otro grupo representado en forestación fue el de las especialistas de bosque. Esta respuesta era esperable debido a que la fauna especialista de ambientes de bosque potencialmente puede encontrar en los rodales forestales una mayor similitud ambiental a sus hábitats que los pastizales (Boesing et al., 2018; Corbelli et al., 2015). Sin embargo, solo un 23% de las especialistas de bosques, sabanas y generalistas, registradas en todo el estudio, fueron halladas utilizando los rodales forestales. Lo anterior da cuenta de que el principal componente explicativo de las diferencias de composición (diversidad beta) entre los ensamblajes de forestación y bosques no es el recambio, sino el anidamiento (i.e. menor riqueza); concordando con lo reportado en varios trabajos en la región (Barros et al., 2019; Jacoboski, de Mendonça-Lima, et al., 2016; Lacoretz et al., 2021). Sin embargo, esto difiere de lo reportado otro estudio, también en los PRP, donde el principal componente de diversidad beta entre bosques y forestación fue el recambio de especies (Pezda et al., 2021).

Es de destacar, que el porcentaje de aves especialistas de bosques registrado en plantaciones en este estudio es menor a los reportados en otras ecorregiones (e.g. Mata Atlántica), donde un 50% de las especies de bosque fueron registradas utilizando los rodales forestales (Marsden et al., 2001; Teixeira & Cascelli de Azevedo, 2019; Zurita et al., 2006). Descartando factores asociados al manejo de las plantaciones, estas diferencias pueden deberse a una combinación de factores relacionados con el contexto biogeográfico (e.g. mayor cobertura de ambientes boscosos alrededor de las plantaciones); y también a factores demográficos de las poblaciones de aves especialistas de bosque (e.g. tamaños poblacionales mayores asociados a una mayor disponibilidad de hábitat boscoso). Lo anterior, posiblemente influya en la mayor presencia de estas especies en las plantaciones (Shmida & Wilson, 1985).

En cuanto a los grupos funcionales, dos de ellos estuvieron mayormente representados en forestación que en pastizales: “granívoras terrestres” y “omnívoras escansoriales” (Tabla 8-2). La mayor presencia de especies pertenecientes a estos grupos [e.g. Sabiá (*Turdus amaurochalinus*) y el Zorzal (*Turdus rufiventris*), ambas conocidas por ser importantes frugívoras facultativas (Foster, 1987)] puede tener un efecto en la dispersión de semillas provenientes de los bosques nativos aledaños a la forestación (ornitocoría). Esto también puede verse potenciado por la ocurrencia de otras especies frugívoras facultativas, y de preferencia por ambientes de bosque, que fueron más frecuentes en forestación que en pastizales. Por ejemplo, la Paloma de Monte (*Patagioenas picazuro*; “Herbívora Generalista Escansorial”), que si bien es considerada predadora de semillas (Montaldo, 1993), también es considerada potencialmente dispersora (Pascotto et al., 2012).

Teniendo en cuenta el papel que pueden desempeñar las aves frugívoras en la dispersión de semillas en ambientes boscosos (Galetti et al., 2013; Sekercioglu et al., 2016; Whelan et al., 2008), si la forestación de pastizales tiende a favorecer rasgos funcionales relacionados con la

frugivoría, esto puede influir en la dinámica de dicho proceso ecosistémico. Por ejemplo, la presencia de aves frugívoras facultativas en rodales forestales, cercanos a bosques, puede propiciar el incremento del stock de propágulos en los suelos de las plantaciones, lo que podría aumentar la capacidad de reclutamiento en dichas áreas. En ese sentido, un estudio previo en la región ha reportado regeneración de especies arbóreas nativas en plantaciones de eucaliptos (Pozo & Säumel, 2018). Una de estas especies fue el Chal-Chal (*Allophylus edulis*), especie conocida por su dispersión ornitócora (Montaldo, 2000). En los bosques del presente estudio, se encontró un promedio de 8.6 especies leñosas por unidad de muestreo (0.2 hectáreas) que potencialmente se benefician de la dispersión zoocórica (Tabla 8-5). Además, la forestación podría potencialmente funcionar como corredor biológico aumentando la conectividad y el movimiento de las aves frugívoras entre fragmentos de bosque separados por pastizales, aumentando así el flujo de propágulos (Barros et al., 2019; Boesing et al., 2018). Si bien esto puede potencialmente resultar en un impacto positivo para algunas especies de flora nativa de bosque, también podría verse favorecida la dispersión de especies de plantas exóticas invasoras asociadas a estos ecosistemas (Montaldo, 1993, 2000).

Dos grupos funcionales no estuvieron presentes en pastizales, pero sí en forestación: las “Invertívoras Arborícolas” y las “Nectarívoras”. En cuanto al primer grupo, este contraste era esperado debido a la presencia prácticamente nula de árboles en pastizales (0.3 indv/ha; Anexo 8.6). Aun así, la presencia de un solo árbol en el pastizal puede tener un impacto significativo en la estructura y composición de los ensambles de aves (Fischer et al., 2010). Sin embargo, la presencia de las “nectarívoras” en forestación llama la atención. El grupo estuvo representado por dos especies de picaflores: Picaflor Garganta Blanca (*Leucochloris albicollis*) y Picaflor Verde (*Chlorostilbon lucidus*). Si bien los picaflores se alimentan de flores de eucaliptos (Montaldo, 1984), no se constató floración de ejemplares de eucaliptos en ninguno de los rodales visitados, los cuales en general son cosechados antes de la maduración reproductiva. Tampoco se observó a otros ejemplares de flora en floración. Dado que los picaflores también buscan fuente de proteínas proveniente de invertebrados (Wilman et al., 2014), sobre todo en época reproductiva para alimentar a sus pichones; su presencia en los rodales forestales podría estar asociada a la invertivoría, y no a la nectarivoría. Lo anterior denota los posibles sesgos derivados de la asignación *a priori* de las especies a grupos y/o rasgos funcionales; ya que la expresión de dichos rasgos puede variar a nivel intraespecífico dependiendo de factores locales como alteraciones de hábitat o fluctuaciones de recursos en el tiempo (Wiens, 1973, 1992). Estos sesgos podrían cobrar mayor relevancia en ambientes alterados, como la forestación en pastizales, donde las especies podrían no reconocer oportunidades o trampas ecológicas (Gilroy & Sutherland, 2007; Hale & Swearer, 2016).

En definitiva, tal como lo esperado, la mayoría de las especies que utilizan los rodales forestales están adaptadas a forrajear principalmente en los estratos arbóreo y/o terrestre. De todas maneras, los grupos funcionales presentes en la forestación también representan un subconjunto (i.e. anidamiento) de los registrados en bosques nativos, lo que indica que, si bien algunas funciones pueden mantenerse en las plantaciones, otras no. Por ejemplo, los grupos funcionales relacionados con la invertivoría fueron los menos representados en la forestación, lo que se ajusta a la hipótesis de que la complejidad estructural de la vegetación está correlacionada con la función ecológica del control de insectos y otros invertebrados (Poch & Simonetti, 2013). Por su parte, la ausencia de invertívoros especialistas de corteza (excavadoras

y cosechadoras) en forestación, apoya la idea mencionada anteriormente de que la forestación no tiene valor como hábitat para algunos grupos de aves especialistas de bosques. La ocurrencia de estos grupos [i.e. familia Picidae (Carpinteros) y algunos representantes de la familia Furnariidae (Trepadores)] está asociada a la complejidad estructural, y a la mayor diversidad fisionómica y florística de los ambientes arbolados, siendo grupos indicadores de la calidad ambiental en bosques (Menon & Shahabuddin, 2021). En suma, los niveles de anidamiento taxonómico y funcional encontrados entre los bosques y la forestación dan la pauta de que la forestación opera como un “filtro ecológico” sistemático en el cual solo algunas especies del pool regional son capaces de utilizar los rodales (Barros et al., 2019; Jacoboski, de Mendonça-Lima, et al., 2016; Kraft et al., 2015; Vandermeer & Carvajal, 2001).

Como consecuencia del filtrado ecológico, puede verse favorecida la coocurrencia de especies ecológicamente similares en la forestación, lo que es congruente con los niveles menores de divergencia funcional (FDiv) discutidos en el apartado anterior. Esto puede inducir al aumento de la competencia interespecífica a escala de rodal (Kraft et al., 2015; Mouchet et al., 2010; Weiher & Keddy, 2004). Entonces, considerando que la forestación probablemente presenta una marcada limitante de recursos tróficos, es probable que los resultados observados en forestación (bajos niveles de diversidad alfa) reflejen los efectos combinados del filtrado ambiental y la competencia interespecífica local (Cadotte & Tucker, 2017). En base a esta idea, las especies serían filtradas de acuerdo con su capacidad de dispersión, su ecología trófica; y los ensambles de aves se estructurarían a partir de la disponibilidad de recursos y la capacidad de las especies de competir por ellos y/o de coexistir (Pauw, 2019; Vergara & Simonetti, 2004).

6.2.2.2. Diferencias intra-forestación

En cuanto a la composición de especies y grupos funcionales en las distintas réplicas de forestación, un resultado llamativo es la mayor diversidad beta encontrada entre los ensambles de forestación respecto a ensambles de bosques nativos. Esto no concuerda con lo esperado, y aparentemente contradice la idea de la forestación como factor homogeneizador de la biodiversidad. Tampoco condice con otros trabajos de la región realizados en una escala espacial menor (Martínez-Lanfranco et al., 2022) y también mayor (Fillooy et al., 2010). Sin embargo, estos patrones de mayor diversidad beta entre las unidades de forestación, también han sido reportados en otro estudio (Pezda et al., 2021). Una posible explicación es que, pese a los altos niveles de anidamiento y filtrado ecológico que ocurren en la forestación, puede existir un gran dinamismo y aleatoriedad en el ensamblaje de especies a partir del pool de especies disponible en el paisaje. En este sentido, teniendo en cuenta la gran capacidad de dispersión y cognitiva que tienen las aves, muchos individuos podrán colonizar y abandonar los rodales forestales según la oferta de recursos (Chase et al., 2011; Hale & Swearer, 2016). Por tanto, el dinamismo en los ensambles de aves que utilizan la forestación, caracterizados por su baja diversidad alfa, junto con la posible escasez de recursos en estos ambientes, probablemente implicó una baja probabilidad de detectar ensambles de aves con composición taxonómica y funcional similar a lo largo de los muestreos aquí empleados (Chase et al., 2011).

Por otra parte, es de destacar que el recambio de especies entre las unidades de forestación estuvo explicado, en parte, por la temporada anual. En la Figura 5.4, se observa que el vector asociado a la temporada invernal (t.inv), se correlaciona con el eje mayor de las elipses del que

contienen el 95% de los datos. Esta asociación posiblemente indica una mayor diversidad beta en la forestación debida al recambio de especies entre temporadas. En concordancia con lo anterior, la forestación obtuvo una mayor cantidad de especies y grupos funcionales observados durante la temporada invernal, principalmente debido al aumento de especies invertívoras y especialistas de bosques (Anexo 8.2). La mayor presencia de especialistas de bosques en invierno puede deberse a individuos adultos que temporalmente amplían su “home-range” ante la escasez de recursos alimenticios en los bosques (Cueto, 1996), o individuos juveniles que se dispersan (i.e. “dispersión natal”) (Bowman, 2003; Paradis et al., 1998). Entonces, si bien la forestación con eucaliptos puede ser una barrera al movimiento de especies de aves de sotobosque (Giubbina et al., 2018), para algunas especies con preferencia por ambientes boscosos la forestación sería más favorable que los ambientes de pastizal y podría representar un potencial beneficio en términos de dispersión y de hábitat secundario (Barros et al., 2019; Biz et al., 2017; Boesing et al., 2018; Pawson et al., 2008, 2010).

Nuevamente teniendo en cuenta la gran capacidad de dispersión de las aves, también se pueden considerar otras posibilidades que expliquen los altos niveles de diversidad beta intra-forestación, y a la vez los bajos niveles de diversidad alfa. Una de ellas es el “efecto de masa”, que refiere a que la presencia de especies en determinados ambientes puede estar relacionada con el alto éxito reproductivo de las mismas en ambientes aledaños (Shmida & Wilson, 1985). En ese sentido la forestación podría estar actuando como un sumidero de especies cuya presencia no necesariamente implica una asociación estrecha con el ambiente forestal, si no un alto número de individuos en los ambientes nativos aledaños, principalmente bosques. Esto podría también estar asociado a la necesidad de algunas especies de frecuentar distintos tipos de hábitat a lo largo del ciclo de vida para cubrir sus requerimientos en cuanto a recursos y condiciones (i.e. “complementación del paisaje”) (Barros et al., 2019; J. B. Dunning et al., 1992; Fahrig et al., 2019). Entonces muchos individuos podrían estar simplemente de paso por la forestación, propiciando una mayor variabilidad en la composición de especies, y grupos funcionales, en los rodales forestales.

En el presente estudio no se analizó la existencia de otros factores que pueden incidir en la supervivencia de los individuos que utilizan los rodales forestales (e.g. competencia; tasa de depredación; éxito reproductivo). Lo anterior es importante ya que los parámetros poblacionales, como la cantidad relativa de individuos de cada especie, no siempre son buenos indicadores de calidad de hábitat (Bock & Jones, 2004). Por ejemplo, se ha informado que, aunque la forestación muestra niveles de diversidad menores en comparación con los bosques, las densidades de nidos son aún más contrastantes (John & Kabigumila, 2007). En ese sentido, la forestación puede estar actuando como una “trampa ecológica” para algunos individuos/especies, disminuyendo su adecuación ecológica al intentar utilizar rodales forestales con escaso valor como hábitat (Gilroy & Sutherland, 2007; Hale & Swearer, 2016; Robertson & Hutto, 2007). En ese caso la presencia de dichas especies estaría explicada principalmente por el “efecto masa”.

6.3. Efectos de la forestación en el paisaje

De acuerdo con lo esperado (predicción 2.1), se encontró que el aumento del área forestada a nivel del paisaje afectó negativamente a los ensamblajes locales de aves en pastizales y bajos remanentes, reduciendo la riqueza específica y cantidad de individuos, principalmente de las aves especialistas de ambientes abiertos. Esto da sustento a la hipótesis de que los efectos de la forestación escalan a nivel del paisaje, afectando a otros ecosistemas que no son directamente transformados por la actividad forestal, y pone de manifiesto la importancia de la estructura de los paisajes como determinante de la diversidad de aves asociadas a pastizales (Devictor & Jiguet, 2007; Pretelli et al., 2018).

Se debe tener en cuenta que la falta de muestras a lo largo del gradiente forestal influye en los resultados encontrados en el presente estudio. Por ejemplo, las estimaciones para los bajos presentan gran incertidumbre a valores menores de 30% de forestación. Como resultado, los intervalos de confianza para valores de forestación cercanos a 0%, estiman una cantidad de grupos funcionales que supera la cantidad total de grupos reportados para toda el área de estudio. Por su parte, solo hay un dato para pastizales con más del 30% de la superficie forestada. Considerando lo anterior, es necesario ajustar los modelos con una mayor cantidad de datos y una mejor representatividad de todo el gradiente forestal. Sin embargo, el uso de modelos mixtos permitió estimar la correlación entre la diversidad y el área forestada en cada tipo de ambiente, a partir de un modelo general (Gelman et al., 2012). En términos ecológicos, se espera que ambos ambientes respondan de manera similar al aumento de la forestación, lo que justifica la aplicación de este enfoque, permitiendo aprovechar las ventajas del efecto de contracción estadística (Shrinkage), especialmente en casos donde se presentan datos faltantes (Vasishth et al., 2022).

A demás, los resultados permiten ilustrar patrones que concuerdan con otros estudios en los que evidencian una correlación negativa entre la proporción del área forestada y la ocurrencia de aves especialistas de pastizal (Aldabe et al., 2019; Allan et al., 1997; Brazeiro et al., 2018; Pretelli et al., 2018). Asimismo, Pretelli et al. (2018) encontraron variaciones en las relaciones especies-área de aves de pastizales en los PRP (especialistas y oportunistas), dependiendo de la matriz del paisaje circundante. En dicho trabajo, la disminución de la riqueza de aves con el tamaño de parche se acentuó cuando los pastizales estaban rodeados por forestación. Esto pone de manifiesto que, en los establecimientos forestales, si bien los pastizales que no son forestados pueden representar oportunidades para algunas especies, los mismos pueden tener un rol acotado en la conservación de la diversidad a escala de paisaje (Jacoboski et al., 2017). Por lo anterior, la disminución de especies de aves especialistas en pastizales puede ser un buen indicador para detectar efectos de la forestación a escala de paisaje, aunque se requieren más estudios en ese sentido (Bond & Parr, 2010).

Se han planteado posibles mecanismos que pueden explicar esta disminución en diversidad taxonómica con el aumento de la forestación. El primero de ellos es que el aumento de la forestación disminuye la disponibilidad de parches de hábitat con tamaño mínimo viable para algunas especies (Pretelli et al., 2018). Esto puede estar potenciado por el “efecto borde” que generan las plantaciones, donde las especies evitan sitios cercanos a la forestación debido a factores tales como el aumento del riesgo de depredación en los bordes (Reino et al., 2010);

Sarasola & Negro, 2006; Schneider et al., 2012; Wilson et al., 2014). Las especies principalmente afectadas serían las especialistas de pastizal, concordando con los resultados obtenidos (Figura 5.6 B), y teniendo en cuenta que el grado de especialismo puede predecir la persistencia de especies en paisajes degradados (Bond & Parr, 2010; Devictor, Julliard, & Jiguet, 2008). Como ejemplo anecdótico de lo anterior, durante los muestreos de campo se constataron dos eventos de predación en los bordes de los rodales forestales. Ambos eventos fueron sobre la Paloma Ala Manchada (*Patagioenas maculosa*), una especie facultativa de ambientes semi abiertos, siendo predada en una de estas ocasiones por un ejemplar de Carancho (*Caracara plancus*). Sin embargo, otro trabajo en la región no encontró evidencia directa de disminución de riqueza de aves en los bordes de la forestación en comparación con pastizales más alejados (Phifer et al., 2016).

Por otro lado, la fragmentación y pérdida de hábitat puede propiciar el aumento de las poblaciones de aves generalistas, las cuales pasan a tener un rol dominante en la comunidad desplazando a las especialistas (Bellocq et al., 2011; Pretelli et al., 2018). Esta última hipótesis es controversial, ya que en paisajes dominados por agricultura (e.g. cultivos de secano), las especialistas pueden reemplazar a las generalistas a medida que disminuye la disponibilidad de pastizales naturales (Staude et al., 2021). Sin embargo, se debe tener en cuenta que la agricultura, es mucho más dinámica en el tiempo que la forestación y generalmente representa un ambiente de menor contraste estructural con el ambiente que sustituye, en la región de los PRP (Corbelli et al., 2015; Filloy et al., 2010). A su vez, algunas aves especialistas de pastizal pueden utilizar ciertos tipos de cultivos, al menos ocasionalmente (Azpiroz, Isacch, et al., 2012). De hecho en el presente estudio, a diferencia de lo reportado por Staude et al (2021), la cantidad de individuos de los ensambles disminuyó a medida que disminuía el área de pastizales disponible (Figura 5.6-C), y esto estuvo principalmente explicado por la disminución de las especialistas de pastizal, las cuales se vieron negativamente afectadas tanto en términos de riqueza (Figura 5.6-B), como de abundancia (Figura 5.6-D).

Por otra parte, se encontraron efectos opuestos en la diversidad funcional en función de los ambientes analizados. La cantidad de grupos funcionales disminuyó en los bajos a medida que aumentó el área forestada, pero aumentó levemente en los pastizales. Teniendo en cuenta que el gradiente forestal de las unidades analizadas va de 0 a 64% de cobertura; los efectos positivos sobre la diversidad funcional se alinean con lo esperado según la hipótesis de “diversidad de hábitat” (Shmida & Wilson, 1985). Este marco hipotético plantea una respuesta positiva a medida que la heterogeneidad espacial de hábitat aumenta. En ese sentido, los niveles intermedios de forestación de pastizales pueden generar condiciones locales de hábitat aprovechables por otras especies con distintos rasgos funcionales [e.g. favoreciendo a las omnívoras (Bellocq et al., 2011; Jacoboski, de Mendonça-Lima, et al., 2016; Luck et al., 2013; Sarasola & Negro, 2006)]. También se alinea con otros trabajos que postulan que la estabilidad y viabilidad de los ensambles no siempre es mayor en escenarios donde la matriz del paisaje es homogéneamente natural (Vandermeer & Carvajal, 2001). Sin embargo, si bien la correlación positiva de los grupos funcionales en función de la superficie forestada parece indicar un efecto positivo en el aumento la diversidad funcional, se debe tener en cuenta que para ese mismo gradiente forestal la riqueza específica se correlacionó negativamente. Por ello, el aumento de los grupos funcionales en combinación con la pérdida de especies se traduce en la disminución

de la redundancia funcional; lo que podría resultar en la disminución de la estabilidad ecosistémica (Laliberté et al., 2010; Maure et al., 2018). Por lo anterior, en áreas con mayores niveles de forestación, la contribución al funcionamiento ecosistémico de los ensambles de aves en pastizales podría presentar una gran fluctuación a lo largo del período en el que desarrolla el cultivo (>10 años).

El desacople entre los efectos de la superficie forestada en la diversidad taxonómica (especies) y funcional (grupos funcionales y FRic) sugiere el efecto de la redundancia funcional. Es decir, a medida que aumenta el porcentaje de área forestada y gradualmente se pierden especies, los grupos y/o rasgos funcionales no responden de manera proporcional, disminuyendo en menor medida o incluso prácticamente manteniéndose sin cambios (e.g. FRic). Este patrón indica que varias especies podrían estar compartiendo roles similares en el ecosistema, por lo que a pesar de la pérdida de especies, se mantendrían las funciones y se aseguraría la estabilidad de los procesos ecológicos, amortiguando los efectos negativos de la forestación (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Fonseca & Ganade, 2001).

Finalmente, en línea con lo esperado (predicción 2.2), el aumento de la superficie forestada (%af) estuvo asociada a una mayor diversidad beta en los bajos (HH) y pastizales (HM), indicando que existe un recambio de especies y grupos funcionales a medida que aumenta el área forestada alrededor de los parches de estos ambientes abiertos¹⁰ (Figura 5.4). Lo anterior, sumado a la disminución de una gran cantidad de especies especialistas de pastizal antes mencionada (Figura 5.6-B), apunta a un efecto de homogeneización de los ensambles, donde la forestación impone filtros ambientales que determinan su estructura y composición, con unas pocas especies que pueden aprovechar las nuevas condiciones (McKinney & Lockwood, 1999). En otro trabajo en la región de los PRP, el aumento de la cobertura forestal estuvo correlacionado con disminución del recambio de especies entre de los ensambles de aves de bosques y forestación, lo que también sustenta la hipótesis de homogeneización (Pezda et al., 2021).

6.4. Consideraciones finales

Uno de los resultados más claros del presente trabajo es que las plantaciones forestales para la industria de la celulosa, en el contexto de los PRP, generan ensambles de aves con estructura y composición, taxonómica y funcional, que difiere de lo observado en los ecosistemas naturales. Por lo anterior, la sustitución de pastizales por forestación genera ambientes que podrían considerarse “neo-ecosistemas” (Morse et al., 2014). Por su parte, teniendo como referencia los valores de diversidad asociados a los pastizales aquí relevados, la forestación implicaría una reducción significativa de diversidad taxonómica y funcional de los ensambles locales de aves (Dias et al., 2013; Martínez-Lanfranco et al., 2022).

El principal grupo de aves afectado son las especialistas de pastizal para las cuales la forestación representa un ambiente de alto contraste en cuanto a estructura de la vegetación, generando condiciones ambientales muy distintas a las requeridas por especies adaptadas a ambientes abiertos (Azpiroz, Isacch, et al., 2012; Azpiroz & Blake, 2009, 2016). Al comparar los valores de

¹⁰El vector asociado al porcentaje de forestación (%af), se alinea parcialmente con el eje mayor de las elipses de pastizales (HM) y sobre todo bajos (HH).

las métricas de diversidad taxonómica y funcional en forestación respecto a los pastizales, son notorios los contrastes de abundancia de los ensambles de aves (tanto en cantidad de individuos como biomasa) siendo esperable que estas modificaciones de hábitat tengan un importante impacto local en los procesos ecosistémicos en los que participa la avifauna.

Con respecto a los bosques y sabanas, los menores valores de diversidad taxonómica y funcional encontrados en forestación apoyan la hipótesis de que la forestación representa escaso valor como hábitat para aves especialistas de bosques. Esto puede deberse a que la menor complejidad estructural de la vegetación en los rodales forestales se traduce en una menor oferta de recursos para la avifauna, y en una menor diversidad taxonómica (Cody, 1981; Cueto, 1996; Holmes & Recher, 1986; Macarthur & Macarthur, 1961; Willson, 1974; Zurita & Bellocq, 2012), y funcional (Jacoboski, Debastiani, et al., 2016). En este estudio, las notorias diferencias encontradas en cuanto a estructura, cobertura de estratos y composición florística entre los bosques y plantaciones forestales, se alinean con esta idea.

En particular, la cobertura del sotobosque (Hobbs et al., 2003; Zurita & Bellocq, 2012) y la riqueza de especies de flora (Bas López et al., 2018) han sido identificados como elementos directamente correlacionados con la diversidad de aves en plantaciones forestales. En el presente trabajo, el estrato arbóreo de la forestación presentó una densidad de árboles tres veces menor; y 4,5 veces menor en cuanto a cantidad troncos. A su vez, los bosques presentaron 11,6 especies arbóreas en promedio por unidad de muestreo de las cuales 8,6 fueron de dispersión zoocórica (aves y/o mamíferos); mientras que la diversidad arbórea en forestación estaba compuesta por una sola especie de *Eucalyptus sp.* Finalmente, el componente de sotobosque en forestación fue ocho veces menor que en los bosques (Tabla 8-5).

El segundo resultado relevante de este trabajo es el hallazgo de indicios que apuntan a que el aumento del área forestada, a nivel de paisaje, incide negativamente en la diversidad taxonómica local de aves de los fragmentos de pastizales y bajos. Esto sugiere que los impactos asociados a la forestación se extienden más allá de los límites de los rodales. Lo anterior es relevante, ya que se ha argumentado que los efectos negativos de la forestación pueden amortiguarse por los sectores de vegetación que se dejan sin forestar, ya que en promedio un 35% del predio no es forestado (MDP, 2021b; Sans et al., 2007; Sans & Aguerre, 2019). Sin embargo, los resultados aquí reportados apoyan la hipótesis de que el valor de conservación de dichos parches está sujeto a los niveles de forestación en el paisaje. Sumado a esto, se debe tener en cuenta que dichos relictos, en general, no son representativos de los tipos de pastizales que han sido sustituidos por la forestación, ya que en la mayoría de los casos son ambientes que tienen menor valor forestable (e.g. pastizales húmedos, cursos de agua, zonas rocosas, áreas con suelos poco profundos y fuertes pendientes) y zonas de amortiguación en torno a los bosques (Souza et al., 2013). Entonces, si bien la preservación de dichas áreas podría beneficiar a algunas especies, podría no ser suficiente para garantizar la persistencia, a nivel local y de paisaje, de todo el ensamble de aves de pastizal (Jacoboski et al., 2017; Lipsey & Hockey, 2010; Pretelli et al., 2018).

Los resultados de este estudio están acotados a la cuenca hidrográfica del Río Negro. Teniendo en cuenta la baja varianza explicada por los efectos aleatorios (localidad y bloque) en los análisis comparativos entre forestación y el resto de los ambientes nativos, es esperable que los efectos

de la sustitución de pastizales por forestación sean similares a lo largo del área de estudio. Lo anterior, puede dar indicios de que los mismos efectos puedan estar ocurriendo a lo largo de la ecorregión de los PRP. De hecho, la bibliografía regional mencionada así lo sustenta. Sin embargo, se debe considerar que la variabilidad intrínseca de las distintas unidades de pastizales de los PRP y las condiciones de manejo a las cuales dichos pastizales están sujetos pueden, generar condiciones particulares. Es importante contemplar esta variabilidad ya que la diversidad de las comunidades de aves de pastizal puede variar, en términos de estructura y composición, en función de factores fisionómicos como la altura del estrato herbáceo (Dias et al., 2017; Isacch & Martínez, 2001). También se deberá tomar en cuenta que los distintos tipos de forestación pueden generar efectos diferenciales sobre la avifauna de la región (Martínez-Lanfranco et al., 2022).

Es de destacar que la gran mayoría de las especies de pastizal detectadas en este estudio son comunes y de ocurrencia generalizada en gran parte del país (Azpiroz, 2003); y no parecen tener problemas de conservación en el corto plazo (Azpiroz, Alfaro, et al., 2012). A pesar de ello, los niveles actuales de conversión de pastizales y la expansión potencial pronosticada en Uruguay, puede representar una amenaza para las poblaciones locales/regionales de algunas de estas aves en un futuro próximo, al menos en lo que respecta a la región (Brazeiro, 2015; Brazeiro et al., 2020; Soutullo et al., 2013). Un proceso ligado a lo anterior es el de “deuda de extinción”; en el cual, si bien los efectos negativos de las alteraciones de hábitat sobre las poblaciones biológicas pueden estar manifestándose actualmente, las consecuencias son percibidas recién en el largo plazo (Kuussaari et al., 2009). Es por eso que son necesarios monitoreos sistemáticos a largo plazo, para evaluar de manera fehaciente las implicancias de la pérdida de hábitat y fragmentación de pastizales producto de la actividad forestal. Por otro lado, gran parte de las especies de aves amenazadas y casi amenazadas a nivel global y nacional, presentes en Uruguay, están asociadas a pastizales; por lo que la forestación podría implicar una seria amenaza para ellas (Azpiroz, Alfaro, et al., 2012).

Posiblemente, la pérdida de hábitat para el Ñandú (*Rhea americana*), especialista de pastizal y Casi Amenazada a nivel global, sea un impacto significativo en términos de pérdida de funciones ecológicas provistas por aves, destacándose su elevada masa corporal y su alta diversidad de dieta. Una revisión reciente posicionó al Ñandú como la especie con mayor distinción ecológica entre todas las aves del mundo, por la combinación de sus rasgos funcionales (Cooke et al., 2020). En el presente estudio, los registros se dieron exclusivamente en sitios de pastizal y bajos, a un promedio de 1.9 km de distancia de la forestación más cercana, y con un 10% de cobertura forestal, en promedio. Si bien, existen registros anecdóticos en cámaras-trampa de ejemplares de Ñandú utilizando forestación [principalmente los cortafuegos (Brazeiro et al., 2018)]; y eventos de nidificación en plantaciones de *Eucalyptus* sp. (Costa et al., 2014; Schetini De Azevedo et al., 2006), no hay evidencia de que la forestación represente una fuente de recursos importante para la especie. Y falta dilucidar cómo los cambios en el paisaje inducidos por la forestación pueden influir en su ocurrencia a esa escala. Se considera oportuno enfocar esfuerzos para evaluar cómo la forestación afecta a las poblaciones de Ñandú en la región, especie que en algunos sectores de Uruguay aún mantiene poblaciones saludables desde el punto de vista de la conservación (Azpiroz, Alfaro, et al., 2012).

En cuanto a las oportunidades ecológicas de la forestación, en concordancia con otros trabajos, se encontró que los rodales forestales para la industria de la celulosa no representan un ecosistema de alto valor como hábitat para las aves especialistas de bosque (Farwig et al., 2008; Goded et al., 2019; John & Kabigumila, 2007, 2011; Marsden et al., 2001). Teniendo en cuenta lo anterior, este tipo de forestación difiere de manera notoria con los bosques desde el punto de vista ornitológico y en cuanto a estructura y diversidad florística (Bohada-Murillo et al., 2020; Castaño-Villa et al., 2019). Sin embargo, existen algunos impactos potencialmente positivos de la forestación, ya que los rodales podrían representar beneficios en términos de dispersión y de hábitat secundario para aves especialistas y/o facultativas de ambientes boscosos (Barros et al., 2019; Biz et al., 2017; Pawson et al., 2008, 2010).

En ese sentido se suele postular que uno de los mecanismos para reducir los impactos de la forestación y promover la conservación en establecimientos forestales es mejorar la calidad de hábitat en los cultivos, por ejemplo, incrementando la presencia de especies leñosas de sotobosque (McFadden & Dirzo, 2018; Millan et al., 2015; Nájera & Simonetti, 2010). Si bien este tipo de propuestas no está exento de controversias (Goded et al., 2019), pueden implicar beneficios para la avifauna asociada a los bosques en aquellas regiones donde la matriz natural es predominantemente boscosa: ver ejemplos en Brasil (de Araujo Gabriel et al., 2013; Marsden et al., 2001; Teixeira & Cascelli de Azevedo, 2019; Veliz-Baldiviezo et al., 2021; Volpato et al., 2010); Paraguay (Petchey et al., 2019); Australia (Lindenmayer, Hobbs, et al., 2003; Lindenmayer, McIntyre, et al., 2003; Lindenmayer & Hobbs, 2004); y Tanzania: (John & Kabigumila, 2007, 2011). Sin embargo, en regiones de pastizales, como el caso de los PRP, el potencial beneficio que ofrece la forestación para la biota asociada a bosques, sería en detrimento de los pastizales que sustituye y la diversidad asociada a estos ecosistemas. En ese sentido, no es posible concordar totalmente con la filosofía de trabajos que proponen reducir los impactos negativos de la forestación en la región de los PRP a través del aumento de la similitud florística de las plantaciones forestales con los bosques nativos (Pozo & Säumel, 2018).

En síntesis, los resultados de este estudio proporcionan información diagnóstica sobre cómo la expansión de la industria de la celulosa en Uruguay está afectando, a escala local y considerando la variabilidad anual, la diversidad taxonómica y funcional de aves en una región de pastizales. Estos resultados pueden ayudar a informar a tomadores de decisión sobre cómo gestionar de manera sostenible estos ecosistemas y revalorizarlos (Bond & Parr, 2010; Veldman, Buisson, et al., 2015). A futuro, se considera oportuno evaluar otros aspectos escasamente investigados, relacionados con la actividad forestal y la diversidad de aves; y que serán insumo esencial para profundizar en los mecanismos que condicionan los patrones de diversidad taxonómica y funcional en los pastizales forestados de la región, considerando también otras dimensiones de la diversidad, como la diversidad filogenética (Jacoboski et al., 2019). Por ejemplo, escala local puede ser relevante analizar los efectos combinados de la forestación y la ganadería (i.e. silvopastoreo). Por su parte, a escalas espaciales y temporales más amplias, se considera relevante monitorear tendencias poblacionales en especies adaptadas a ecosistemas de pastizal; y los efectos de la forestación en la conectividad estructural y funcional de los distintos ecosistemas (Gutiérrez et al., 2012). El abordaje en distintas escalas permitirá encontrar congruencias y disgregar posibles procesos que sean escala-dependientes (McGill, 2010). Por su parte, sería interesante evaluar cómo el cambio climático interacciona con los efectos de la forestación para con la diversidad, teniendo en cuenta además que, muy probablemente, tanto

las plantaciones forestales como sus respectivos manejos también serán afectados por la variabilidad climática (Pawson et al., 2013). Finalmente, será de suma prioridad evaluar la potencial resiliencia de los ensambles de aves de pastizal ante escenarios de restauración e implicancias del abandono de rodales forestales (Fontúrbel et al., 2016; Gallego et al., 2023; Ikin et al., 2019).

Para promover la conservación de la biodiversidad en el marco de la forestación comercial en los Pastizales del Río de la Plata, probablemente sea necesario pensar en un enfoque mixto (Fischer et al., 2014; Green et al., 2005; Kremen, 2015). Por un lado, se requiere fomentar la preservación de áreas sin forestación lo suficientemente extensas para garantizar la conservación de pastizales y la viabilidad de las comunidades a adaptadas a estos ecosistemas. Por otro lado, sería oportuno implementar pautas de manejo en predios forestales que garanticen la conectividad y la conservación de la diversidad de pastizales a distintas escalas. Teniendo en cuenta que la forestación se ha establecido como un modelo industrial a largo plazo en la región, se necesitará urgentemente encontrar formas de compatibilizar el desarrollo de esta industria con la conservación de la diversidad; y los procesos y servicios ecosistémicos que de ella derivan.

AGRADECIMIENTOS

A Alejandro Brazeiro por la oportunidad de realizar una segunda pasantía en el BEC, y por la tutoría y respaldo a lo largo de la maestría. A Federico Haretche, por el apoyo con los análisis de la vegetación y la ayuda con los muestreos de aves. A Alexandra Cravino por el apoyo en los análisis estadísticos y bibliográficos. A Alejandra Betancourt y José Carlos Guerrero por el apoyo en los análisis y recursos geográficos. A Juan Andrés Martínez-Lanfranco por su apoyo en la diagramación y realización de los análisis estadísticos y cotutoría extraoficial a lo largo de la tesis. A Pedro Rivero e Ignacio Lado por colaborar con la realización de los muestreos de aves. A Santiago Carvalho por posibilitar la logística en una de las salidas a terreno. Al Ing. Agr. Horacio Giordano (MDP) y al Ing. Agr. Iván Grela (UPM) por facilitar el acceso a los establecimientos forestales. Finalmente, a los miembros del tribunal, Miguel Simó, Matilde Alfaro y Rafael Dias, por su disposición para evaluar la tesis, cuyas consideraciones fueron sumamente valiosas para mejorar el trabajo

FINANCIAMIENTO Y LOGÍSTICA

Esta tesis fue realizada con el apoyo de la Beca de maestría de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII), Uruguay [número de beca: POS_NAC_2018_1_151563. A su vez, gran parte del trabajo de campo del presente proyecto se enmarcó en el convenio de cooperación entre Facultad de Ciencias (a través del Grupo BEC-IECA) y la empresa forestal Montes del Plata (MDP); a través de un proyecto financiado (2015-2017) un proyecto financiado por el Programa “Vinculación Universidad-Sociedad y Producción” de la CSIC, que aportó los recursos necesarios para desarrollar gran parte de los relevamientos de campo de esta Tesis. Para solventar algunos relevamientos adicionales a desarrollar en 2019 y 2020, se usaron recursos del Grupo BEC-IECA, y fondos personales.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Achkar, M., Brazeiro, A., & Bartesaghi, L. (2012). Principales amenazas para la conservación de la biodiversidad de Uruguay. Informe Técnico. *Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR.*, 22.
- Aho, K. (2021). *asbio: A Collection of Statistical Tools for Biologists. R package version 1.8-2.*
- Aldabe, J., Lanctot, R. B., Blanco, D., Rocca, P., & Inchausti, P. (2019). Managing Grasslands to Maximize Migratory Shorebird Use and Livestock Production. *Rangeland Ecology and Management*, 72(1), 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.08.001>
- Allan, D. G., Harrison, J. A., Navarro, R. A., Van Wilgen, B. W., & Thompson, M. W. (1997). The impact of commercial afforestation on bird populations in Mpumalanga Province, South Africa - Insights from Bird-Atlas data. *Biological Conservation*, 79, 173-185.
- Andrade, B. O., Dröse, W., Aguiar, C. A. de, Aires, E. T., Alvares, D. J., Barbieri, R. L., Carvalho, C. J. B. de, Bartz, M., Becker, F. G., Bencke, G. A., Beneduzi, A., Silva, J. B., Blochtein, B., Boldrini, I. I., Boll, P. K., Bordin, J., Silveira, R. M. B. da, Martins, M. B., Bosenbecker, C., ... Overbeck, G. E. (2023). 12,500+ and counting: biodiversity of the Brazilian Pampa. *Frontiers of Biogeography*, 0(0). <https://doi.org/10.21425/f5fbg59288>
- Andrade, B. O., Marchesi, E., Burkart, S., Setubal, R. B., Lezama, F., Perelman, S., Schneider, A. A., Trevisan, R., Overbeck, G. E., & Boldrini, I. I. (2018). Vascular plant species richness and distribution in the Río de la Plata grasslands. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 188(3), 250-256. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boy063>
- Ares, R. (2013). *Aves. Vida y conducta* (2.ª ed.). Vázquez Mazzini Editores.
- Azpiroz, A. B. (2003). *Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación* (1.ª ed.). Aves Uruguay - GUPECA.
- Azpiroz, A. B. (2012). *Aves de las Pampas y Campos de Argentina, Brasil y Uruguay. Una guía de identificación* (1.ª ed.). PRESSUR.
- Azpiroz, A. B., Alfaro, M., & 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*. DINAMA y DINARA.
- Azpiroz, A. B., & Blake, J. G. (2009). Avian assemblages in altered and natural grasslands in the Northern Campos of Uruguay. *Condor*, 111(1), 21-35. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080111>
- Azpiroz, A. B., & Blake, J. G. (2016). Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *Condor*, 118(1), 12-23. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-15-49.1>
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S., & Palarea, C. M. (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: A review.

Journal of Field Ornithology, 83(3), 217-246. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x>

- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Banchemo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., Veron, S., Vallejos, M., Weber, E., Oyarzabal, M., Barbieri, A., Petek, M., Guerra Lara, M., Sarrailhé, S. S., Baldi, G., Bagnato, C., Bruzzone, L., Ramos, S., & Hasenack, H. (2022). *Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative*. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146-1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>
- Barros, F. M., Martello, F., Peres, C. A., Pizo, M. A., & Ribeiro, M. C. (2019). Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilian Atlantic Forest. *Oikos*, 128(11), 1600-1612. <https://doi.org/10.1111/oik.05910>
- Barton, K. (2022). *MuMIn: Multi-Model Inference. R Package version 1.46.0*.
- Bas López, S., Guttían Rivera, J., & Sobral, M. (2018). Biodiversidad en plantaciones de eucalipto y en robledales del sur de Galicia: plantas y aves. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 25, 71-81.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134-143. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2009.00490.X>
- Baselga, A., & Gómez-Rodríguez, C. (2019). Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 26, 39-45.
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808-812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Belloq, M. I., Filloy, J., Zurita, G. A., & Apellaniz, M. F. (2011). Responses in the abundance of generalist birds to environmental gradients: The rufous-collared sparrow (*Zonotrichia capensis*) in the southern Neotropics. *Ecoscience*, 18(4), 354-362. <https://doi.org/10.2980/18-4-3431>
- Berthrong, S. T., Piñeiro, G., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, 22(1), 76-86. <https://doi.org/10.2307/41416745>
- Betancourt, A. (2021). *Evaluación del riesgo de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay*. Facultad de Ciencias, UdelaR.

- Betts, M. G., Simon, N. P. P., & Nocera, J. J. (2005). Point count summary statistics differentially predict reproductive activity in bird-habitat relationship studies. *Journal of Ornithology*, *146*(2), 151-159. <https://doi.org/10.1007/s10336-005-0074-9>
- Bibby, C., Jones, M., & Marsden, S. (2000). *Expedition Field Techniques. Bird Surveys* (1.^a ed.). BirdLife International. www.birdlife.net
- Bilenca, D., & Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina Uruguay y Sur de Brasil* (1.^a ed.). Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Billerman, S. M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G., & Schulenberg, T. S. (2022). *Birds of the World*. Cornell Laboratory of Ornithology. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>
- Biz, M., Cornelius, C., & Metzger, J. P. W. (2017). Matrix type affects movement behavior of a Neotropical understory forest bird. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *15*(1), 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.001>
- Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos*, *100*, 223-231.
- Bock, C. E., & Jones, Z. F. (2004). Avian habitat evaluation: should counting birds count? *Front Ecol Environ*, *2*(8), 403-410. www.frontiersin ecology.org
- Boesing, A. L., Nichols, E., & Metzger, J. P. (2018). Land use type, forest cover and forest edges modulate avian cross-habitat spillover. *Journal of Applied Ecology*, *55*(3), 1252-1264. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13032>
- Bohada-Murillo, M., Castaño-Villa, G. J., & Fontúrbel, F. E. (2020). The effects of forestry and agroforestry plantations on bird diversity: A global synthesis. *Land Degradation and Development*, *31*(5), 646-654. <https://doi.org/10.1002/ldr.3478>
- Bolker, B. (2022). *GLMM FAQ*. <https://bbolker.github.io/mixedmodels-misc/glmmFAQ.html#introduction>.
- Bond, W. J., & Parr, C. L. (2010). Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, *143*(10), 2395-2404. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>
- Boragno com. pers. (2023). *Comunicación personal con el Ing. Agr. Leandro Boragno, Director de la División Evaluación e Información, DGF-MGAP*.
- Boulinier, T., Nichols, J. D., Hines, J. E., Sauer, J. R., Flather, C. H., & Pollock, K. H. (1998). Higher temporal variability of forest breeding bird communities in fragmented landscapes. *Ecology*, *95*, 7497-7501. www.mbr-pwrc.usgs.gov/comdyn.html
- Bowman, J. (2003). Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Canadian Journal of Zoology*, *81*(2), 195-202. <https://doi.org/10.1139/z02-237>
- Boyle, B. L. (1996). *Changes on altitudinal and latitudinal gradients in neotropical montane forests*. Washington University.

- Braun, A. C. (2022). Deforestation by Afforestation: Land Use Change in the Coastal Range of Chile. *Remote Sensing*, 14(7). <https://doi.org/10.3390/rs14071686>
- Brazeiro, A. (2015). *Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, Presiones y Conservación: aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Facultad de Ciencias, CIEDUR, Vida Silvestre Uruguay, SZU.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., & Bartesaghi, L. (2020). Agricultural expansion in uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25(1). <https://doi.org/10.5751/ES-11360-250115>
- Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández-Santiago, P. G., & 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. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1508>
- Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H., & Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372-383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>
- 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. *Biodiversity and Conservation*, 19(14), 3893-3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Brockhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O. B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I. D., van der Plas, F., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26(13), 3005-3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- 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. *Forest Ecology and Management*, 301, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>
- Brockhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., & Sayer, J. (2008). Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17(5), 925-951. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>
- Brooks, M., Kristense, K., van Benthem, K., Magnusson, A., Berg, K., Nielsen, A., Skaug, H., Maechler, M., & Bolker, B. (2017). glmmTMB: Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

- Cadotte, M. W., & Tucker, C. M. (2017). Should Environmental Filtering be Abandoned? *Trends in Ecology and Evolution*, 32(6), 429-437. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Science*, 486, 59-67.
- Cardoso, P., Rigal, F., Borges, P. A. V., & Carvalho, J. C. (2014). A new frontier in biodiversity inventory: A proposal for estimators of phylogenetic and functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(5), 452-461. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12173>
- Carrasco-Letelier, L., Eguren, G., Castiñeira, C., Parra, O., & Panario, D. (2004). Preliminary study of prairies forested with Eucalyptus sp. at the northwestern Uruguayan soils. *Environmental Pollution*, 127(1), 49-55. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00258-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00258-6)
- Carreira, S., & Maneyro, R. (2015). *Lista Roja de los Anfibios y Reptiles del Uruguay* (Número November).
- Carrere. (2004). Plantation are not Forests. *Watershed*, 9(3). <http://tiempo.sei-international.org/newswatch/comment041029.htm>
- Carrere, R., & Lohmann, L. (1996). *Pulping the South. Industrial Tree Plantations in the World Paper Economy* (Zed Books Ltd). World Rainforest Movement, 228 Macalister Road, 10400 Penang, Malaysia and 8 Chapel Row, Chadlington, Oxfordshire, OX7 3NA, UK.
- Castaño-Villa, G. J., Estevez, J. V., Guevara, G., Bohada-Murillo, M., & Fontúrbel, F. E. (2019). Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. *Forest Ecology and Management*, 440, 202-207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.025>
- Catano, C. P., Fristoe, T. S., LaManna, J. A., & Myers, J. A. (2020). Local species diversity, β -diversity and climate influence the regional stability of bird biomass across North America. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1922). <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2520>
- Cerezo, A., Conde, M. C., & Poggio, S. L. (2011). Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation*, 20, 2649-2667.
- Chao, A., Chiu, C. H., & Jost, L. (2014). Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through hill numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 297-324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- 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. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67. <http://purl.oclc.org/estimates>

- Chapin, F. S., 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, 500-504. <http://science.sciencemag.org/>
- Chase, J. M., Kraft, N. J. B., Smith, K. G., Vellend, M., & Inouye, B. D. (2011). Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. *Ecosphere*, 2(2). <https://doi.org/10.1890/ES10-00117.1>
- Codesido, M., González-Fischer, C., & Bilenca, D. (2011). Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *Condor*, 113(2), 266-273. <https://doi.org/10.1525/cond.2011.090190>
- Codesido, M., González-Fischer, C., & Bilenca, D. (2012). Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. *Emu*, 112(1), 46-54. <https://doi.org/10.1071/MU11049>
- Codesido, M., González-Fischer, C. M., & Bilenca, D. N. (2013). Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of central Argentina. *Condor*, 115(1), 8-16. <https://doi.org/10.1525/cond.2012.120011>
- Codesido, & Mariano. (2010). *Ensamblajes de aves en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: su relación con los patrones de uso de la tierra y las características del paisaje*". www.digital.bl.fcen.uba.ar
- Cody, M. L. (1981). *Habitat Selection in Birds: The Roles of Vegetation Structure, Competitors, and Productivity*. 31(2), 107-113.
- Cooke, R. S. C., Eigenbrod, F., & Bates, A. E. (2019). Projected losses of global mammal and bird ecological strategies. *Nature Communications*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10284-z>
- Cooke, R. S. C., Eigenbrod, F., & Bates, A. E. (2020). Ecological distinctiveness of birds and mammals at the global scale. *Global Ecology and Conservation*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00970>
- 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(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126854>
- Cordero-Rivera, A. (2011). Cuando los árboles no dejan ver el bosque: efectos de los monocultivos forestales en la conservación de la biodiversidad. *Acta biol. Colomb*, 16(2), 247-268.
- Cordero-Rivera, A. (2012). Bosques e plantaciones forestais: dous ecosistemas claramente diferentes. *Recursos Rurais*, 6, 7-17. <https://www.researchgate.net/publication/293121286>

- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78-87. <https://doi.org/10.7818/ecos.2015.24-3.10>
- Costa, L. M., Freitas, G., & Rodrigues, M. (2014). Ninho de ema Rhea americana em eucaliptal e comportamento de defesa do macho. *Atualidades Ornitológicas*, 182, 4-7. <https://www.researchgate.net/publication/271212931>
- Cravino, A., Martínez-Lanfranco, J. A., & Brazeiro, A. (2023). Community structure of medium-large mammals across a tree plantation cycle in natural grasslands of Uruguay. *Forest Ecology and Management*, 529, 120713.
- Cueto, V. R. (1996). *Relación entre los ensambles de aves y la estructura de la vegetación. Un análisis a tres escalas espaciales* [Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas Naturales, UBA]. www.digital.bl.fcen.uba.ar
- Da Silva, T. W., Dotta, G., & Fontana, C. S. (2015). Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. *Condor*, 117(1), 53-63. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-85.1>
- de Araujo Gabriel, V., Vasconcelos, A. A., Lima, E. F. de, Cassola, H., Barretto, K. D., & Brito, M. C. de. (2013). A importância das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 33(74), 203-213. <https://doi.org/10.4336/2013.pfb.33.74.435>
- de Graaf, R. M., Tilghman, N. G., & Anderson, S. H. (1985). Foraging Guilds of North American Birds. *Environmental Management*, 9, 493-536.
- de Palma, A., Sanchez-Ortiz, K., Martin, P. A., Chadwick, A., Gilbert, G., Bates, A. E., Börger, L., Contu, S., Hill, S. L. L., & Purvis, A. (2018). Challenges With Inferring How Land-Use Affects Terrestrial Biodiversity: Study Design, Time, Space and Synthesis. En *Advances in Ecological Research* (Vol. 58, pp. 163-199). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2017.12.004>
- de Souza Modena, E., Rodrigues, M., & Teixeira de Souza, A. L. (2013). Trophic structure and composition of an understory bird community in a succession gradient of Brazilian Atlantic forest. *Ornithologia*, 6(1), 78-88.
- Deshwal, A., Stephenson, S. L., Panwar, P., DeGregorio, B. A., Kannan, R., & Willson, J. D. (2022). Foraging habitat selection of shrubland bird community in tropical dry forest. *Ecology and Evolution*, 12(8). <https://doi.org/10.1002/ece3.9192>
- Develey, P., Setubal, R. B., Dias, R. A., & Bencke, G. (2008). Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(4), 308-315. <https://www.researchgate.net/publication/266519529>
- Devictor, V., & Jiguet, F. (2007). Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2-4), 179-184. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.013>

- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252-261. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x>
- Devictor, V., Julliard, R., & Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 0(0), 080211051304426-0. <https://doi.org/10.1111/j.2008.0030-1299.16215.x>
- DGF-MGAP. (2022). *Superficie Forestal del Uruguay 2022 (Bosques Plantados)*.
- Dias, R. A., Bastazini, V. A. G., Gonçalves, M. S. S., Bonow, F. C., & Müller, S. C. (2013). Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia, Série Zoologia*, 103(1), 12-19.
- Dias, R. A., Gianuca, A. T., Vizentin-Bugoni, J., Gonçalves, M. S. S., Bencke, G. A., & Bastazini, V. A. G. (2017). Livestock disturbance in Brazilian grasslands influences avian species diversity via turnover. *Biodiversity and Conservation*, 26(10), 2473-2490. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1370-4>
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655. <http://tree.trends.com0169>
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K., Garibaldi, L., Ichii, K., Liu, J., Mazhenchery Subramanian, S., Midgley, G., Miloslavich, P., Obura, D., Pfaff, A., ... Zayas, C. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2012.07348.X>
- Dotta, G., Phalan, B., Silva, T. W., Green, R., & Balmford, A. (2015). Assessing strategies to reconcile agriculture and bird conservation in the temperate grasslands of South America. *Conservation Biology*, 30(3), 618-627. <https://doi.org/10.1111/cobi.12635>
- Dunning, J. (2008). *Handbook of Avian Body Masses* (2nd ed.). CRC Press Taylor & Francis Group.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Source: Oikos*, 65(1), 169-175.
- 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., ...

- Wardle, D. A. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333, 301-306. <http://science.sciencemag.org/>
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., Eigenbrod, F., Ford, A. T., Harrison, S. P., Jaeger, J. A. G., Koper, N., Martin, A. E., Martin, J. L., Metzger, J. P., Morrison, P., Rhodes, J. R., Saunders, D. A., Simberloff, D., Smith, A. C., ... Watling, J. I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 230, 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- FAO-FRA. (2020). *Terms and Definitions - Global Forest Resources Assessment (FRA)*.
- Farwig, N., Sajita, N., & Böhning-Gaese, K. (2008). Conservation value of forest plantations for bird communities in western Kenya. *Forest Ecology and Management*, 255(11), 3885-3892. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.042>
- Fernandes, G. W., Coelho, M. S., Machado, R. B., Ferreira, M. E., Aguiar, L. M. de S., Dirzo, R., Scariot, A., & Lopes, C. R. (2016). Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. *Natureza e Conservação*, 14(2), 146-151. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.08.002>
- Fernández, G. J., Posse, G., Ferretti, V., & Gabelli, F. M. (2004). Bird-habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. *Biological Conservation*, 115(1), 139-148. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00103-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00103-4)
- Fernández-Santiago, P. G. (2017). *Diversidad de aves en paisajes agroforestales del Uruguay. Factores determinantes e implicancias locales de la forestación* [Grado]. Facultad de Ciencias, UdelAR.
- 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(3), 333-338. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.02.007>
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H. G., & von Wehrden, H. (2014). Land sparing versus land sharing: Moving forward. *Conservation Letters*, 7(3), 149-157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>
- Fischer, J., Stott, J., & Law, B. S. (2010). The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation*, 143(6), 1564-1567. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.030>
- Fitzpatrick, J. W. (1980). Foraging behavior of neotropical tyrant flycatchers. *Condor*, 82, 43-57.
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Rbara, B., Richers, T., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield, M. M., & Declerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12, 22-33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Fonseca, C. R., & Ganade, G. (2001). Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89, 118-125.

- Fontúrbel, F. E., Candia, A. B., & Castaño-Villa, G. J. (2016). ¿Son las plantaciones abandonadas de eucalipto amigables con la avifauna? Un estudio de caso del bosque lluvioso valdiviano. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4), 1402-1406. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.011>
- Forster, E. J., Healey, J. R., Dymond, C., & Styles, D. (2021). Commercial afforestation can deliver effective climate change mitigation under multiple decarbonisation pathways. *Nature Communications*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24084-x>
- Foster, M. S. (1987). Feeding methods and efficiencies of selected frugivorous birds. *The Condor*, 89, 566-580.
- Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M., Fadini, F., Von Matter, S., Leite, A., Labecca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C., Collevatti, R., Pires, M., Guimarães, Jr. P., Brancalion, P., Ribeiro, M., & Jordano, P. (2013). Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science*, 340(6136), 1086-1090. <https://doi.org/10.1126/science.1230599>
- Gallego, F., López-Mársico, L., Tommasino, A., Altesor, A., Casás, M., & Rodríguez, C. (2023). Legacy effects after seven years of afforestation with *Pinus taeda* in a natural grassland. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13865>
- García, D. (2006). La escala y su importancia en el análisis espacial. *Ecosistemas*, 15(3), 7-18. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=432>
- Gautreau, P. (2016). *Forestación, territorio y ambiente: 25 años de silvicultura transnacional en Uruguay, Brasil y Argentina* (Trilce). Ediciones Trilce.
- Gavier-Pizarro, G. I., Calamari, N. C., Thompson, J. J., Canavelli, S. B., Solari, L. M., Decarre, J., Goijman, A. P., Suarez, R. P., Bernardos, J. N., & Zaccagnini, M. E. (2012). Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.013>
- Geary, T. F. (2001). Afforestation in Uruguay; Study of a Changing Landscape. *Journal of Forestry*, 99(7), 35-39.
- Gelman, A., Hill, J., & Yajima, M. (2012). Why We (Usually) Don't Have to Worry About Multiple Comparisons. *Journal of Research on Educational Effectiveness*, 5(2), 189-211. <https://doi.org/10.1080/19345747.2011.618213>
- Gibbons, D. W., & Gregory, R. D. (2006). Birds. En W. J. Sutherland (Ed.), *Ecological Census Techniques: a Handbook*. Cambridge University Press.
- Gilroy, J. J., & Sutherland, W. J. (2007). Beyond ecological traps: perceptual errors and undervalued resources. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(7), 351-356. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.03.014>

- Giubbina, M. F., Martensen, A. C., & Ribeiro, M. C. (2018). Sugarcane and Eucalyptus plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. *Austral Ecology*, *43*(5), 527-533. <https://doi.org/10.1111/aec.12589>
- Goded, S., Ekroos, J., Domínguez, J., Azcárate, J. G., Guitián, J. A., & Smith, H. G. (2019). Effects of eucalyptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain. *Global Ecology and Conservation*, *19*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00690>
- González-Salazar, C., Martínez-Meyer, E., & López-Santiago, G. (2014). A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *85*(3), 931-941. <https://doi.org/10.7550/rmb.38023>
- Goodale, E., Beauchamp, G., Magrath, R. D., Nieh, J. C., & Ruxton, G. D. (2010). Interspecific information transfer influences animal community structure. *Trends in Ecology and Evolution*, *25*(6), 354-361. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.002>
- GRAS-INIA. (2014). Caracterización Agroclimática del Uruguay: 1980-2009. *Revista INIA*, *37*, 59-60.
- Gray, M. A., Baldauf, S. L., Mayhew, P. J., & Hill, J. K. (2007). The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology*, *21*(1), 133-141. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x>
- 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. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Gregory, R. D., Gibbons, D. W., & Donald, P. F. (2004). Bird census and survey techniques. En W. J. Sutherland, I. Newton, & R. E. Green (Eds.), *Bird ecology and conservation* (pp. 17-56). Oxford University Press. www.sustainable-development.gov.uk/indicators/headline/
- Gutiérrez, O., Panario, D., Achkar, M., & Alejandro, B. (2012). *Corredores Biológicos del Uruguay. Informe Técnico*. <https://doi.org/10.13140/2.1.4375.2646>
- Gutzwiller, K. J., & Marcum, H. A. (1993). Avian responses to observer clothing color: caveats from winter point counts. *Wilson Bull*, *105*(4), 628-636.
- Hale, R., & Swearer, S. E. (2016). Ecological traps: Current evidence and future directions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *283*(1824). <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2647>
- Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., & Melic, A. (2005). *El significado de las Diversidades alfa, beta y gamma* (1.ª ed.). Grupo DIVERSITAS & CONACYT. <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Haretche, F., Mai, P., & Brazeiro, A. (2012). Woody flora of Uruguay: inventory and implication within the Pampean region. *Acta Botanica Brasilica*, *26*(3), 537-552. www.tropicos.org
- Harting, F. (2022). *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R Package version 0.4.5*.

- Harvey, P. H., & Godfray, H. C. J. (1987). How species divide resources. *The American Naturalist*, 129(2), 318-320.
- Hewson, C. M., Austin, G. E., Gough, S. J., & Fuller, R. J. (2011). Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: The dual importance of forest structure and floristics. *Forest Ecology and Management*, 261(7), 1224-1240.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.001>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hobbs, R., Catling, P. C., Wombey, J. C., Clayton, M., Atkins, L., & Reid, A. (2003). Faunal use of bluegum (*Eucalyptus globulus*) plantations in southwestern Australia. *Agroforestry Systems*, 58, 195-212.
- Holmes, R. T., & Recher, H. F. (1986). Determinants of Guild Structure in forest bird communities: an intercontinental comparison. *The Condor*, 88, 427-439.
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). *multcomp R Pack: In «Simultaneous Inference in General Parametric Models Biometrical Journal 50(3), 346-363».*
- Hovick, T. J., Elmore, R. D., Fuhlendorf, S. D., Engle, D. M., & Hamilton, R. G. (2015). Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecological Applications*, 25(3), 662-672.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Huettmann, F., & Young, B. D. (2022). The So-called Modern 'Sustainable Forestry' Destroys Wilderness, Old-Growth Forest Landscapes and Ecological Services Worldwide: A Short First-Hand Review and Global Narrative on the Use of 'Growth-and-Yield' as a Destructive and Even Impossible Goal. *Forest Dynamics and Conservation*, 53-82.
https://doi.org/10.1007/978-981-19-0071-6_3
- Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187-211.
- Huston, M. A. (1999). Local Processes and Regional Patterns: Appropriate Scales for Understanding Variation in the Diversity of Plants and Animals. *Oikos*, 86(3), 393-401.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M., & Hendricks, P. (1986). A Fixed-Radius Point Count Method for Nonbreeding and Breeding Season Use. *The Auk*, 103(3), 593-602.
http://www.jstor.orgURL:http://www.jstor.org/stable/4087132http://www.jstor.org/stable/4087132?seq=1&cid=pdf-reference#references_tab_contents
- Ibarra, J. T., & Martin, K. (2015). Biotic homogenization: Loss of avian functional richness and habitat specialists in disturbed Andean temperate forests. *Biological Conservation*, 192, 418-427. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.11.008>

- Ikin, K., Barton, P. S., Blanchard, W., Crane, M., Stein, J., & Lindenmayer, D. B. (2019). Avian functional responses to landscape recovery. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1901). <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0114>
- INUMET. (2010). *Climatología Estacional Uruguay: 1981-2010*. <https://www.inumet.gub.uy/clima/climatologia-estacional>.
- Isacch, J. P., & Martínez, M. M. (2001). Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de Paja Colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 12, 345-354.
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2012). What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27(7), 929-941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>
- Jacoboski, L. I., de Mendonça-Lima, A., & Hartz, S. M. (2016). Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. *Brazilian Journal of Biology*, 76(3), 583-591. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.18614>
- Jacoboski, L. I., Debastiani, V. J., de Mendonça-Lima, A., & Hartz, S. M. (2016). How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations? *Community Ecology*, 17(1), 107-113. <https://doi.org/10.1556/168.2016.17.1.13>
- Jacoboski, L. I., & Hartz, S. M. (2020). Using functional diversity and taxonomic diversity to assess effects of afforestation of grassland on bird communities. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(2), 103-108. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.04.001>
- Jacoboski, L. I., Luza, A. L., Paulsen, R. K., Pezda, A. M., & Hartz, S. M. (2019). The effects of grassland ecosystem afforestation on avian phylogenetic diversity, taxonomic diversity and evolutionary distinctiveness. *Acta Oecologica*, 99. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103449>
- Jacoboski, L. I., Paulsen, R. K., & Hartz, S. M. (2017). Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(2), 109-114. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.002>
- Jacobs, F., & Fenalti, P. (2020). *Guia de Identificação: Aves do Rio Grande do Sul* (1.ª ed.). Editora Aratinga.
- Jahn, A. E., Bejarano, V., Cueto, V. R., Di Giacomo, A. S., & Fontana, C. S. (2017). Movement ecology research to advance conservation of South America's grassland migratory birds. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), 209-215. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.003>
- Jahn, A. E., Cueto, V. R., Fontana, C. S., Guaraldo, A. C., Levey, D. J., Marra, P. P., & Ryder, T. B. (2020). Bird migration within the Neotropics. *Auk*, 137(4). <https://doi.org/10.1093/auk/ukaa033>

- Jarzyna, M. A., & Jetz, W. (2018). Taxonomic and functional diversity change is scale dependent. *Nature Communications*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04889-z>
- Jobbágy, E. G., Noretto, M. D., Paruelo, J. M., & Piñeiro, G. (2006). Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy*, 16(95), 12-21.
- John, J. R. M., & Kabigumila, J. D. L. (2007). Impact of Eucalyptus plantations on the avian breeding community in the East Usambaras, Tanzania. *Ostrich*, 78(2), 265-269. <https://doi.org/10.2989/OSTRICH.2007.78.2.23.103>
- John, J. R. M., & Kabigumila, J. D. L. (2011). The use of bird species richness and abundance indices to assess the conservation value of exotic Eucalyptus plantations. *Ostrich*, 82(1), 27-37. <https://doi.org/10.2989/00306525.2011.556799>
- Jost, L. (2019). What do we mean by diversity?: The path towards quantification. *Metode Science Studies Journal*, 2019(9), 55-61. <https://doi.org/10.7203/metode.9.11472>
- Kissling, W. D., Sekercioglu, C. H., & Jetz, W. (2012). Bird dietary guild richness across latitudes, environments and biogeographic regions. *Global Ecology and Biogeography*, 21(3), 328-340. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00679.x>
- Kohli, B. A., & Jarzyna, M. A. (2021). Pitfalls of ignoring trait resolution when drawing conclusions about ecological processes. *Global Ecology and Biogeography*, 30(5), 1139-1152. <https://doi.org/10.1111/geb.13275>
- 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. *Functional Ecology*, 29(5), 592-599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 52-76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Kronfeld-Schor, N., & Dayan, T. (2003). Partitioning of Time as an Ecological Resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 153-181. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435>
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(10), 564-571. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>
- Lack, D. (1933). Habitat Selection in Birds. With Special Reference to the Effects of Afforestation. *Journal of Animal Ecology*, 2(2), 239-262.
- Lacoretz, M. V., Depalma, D. M., Torrella, S. A., Zilli, C., Ferretti, And Fernández, V., Gustavo J, Lacoretz, M. V., Torrella, S. A., & Zilli. (2021). Can exotic tree plantations preserve the bird community of an endangered native forest in the Argentine Pampas? *Canadian Journal of Forest Research*, 21(9), 1271-1280.

- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, *91*(1), 299-305. <http://www.ecolag.univ-montp2.fr/softwarei>
- Laliberté, E., Legendre, P., & Shipley, B. (2014). *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.1.*
- Laliberté, E., Wells, J. A., Declerck, F., Metcalfe, D. J., Catterall, C. P., Queiroz, C., Aubin, I., Bonser, S. P., Ding, Y., Fraterrigo, J. M., McNamara, S., Morgan, J. W., Merlos, D. S., Vesk, P. A., & Mayfield, M. M. (2010). Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters*, *13*(1), 76-86. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (L. Legendre & P. Legendre, Eds.; 2nd ed., Vol. 20). Elsevier.
- Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-Based Redundancy Analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. En *Ecological Monographs* (Vol. 69, Número 1).
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (3.^a ed., Vol. 24). Elsevier.
- Legras, G., Loiseau, N., & Gaertner, J. C. (2018). Functional richness: Overview of indices and underlying concepts. *Acta Oecologica*, *87*, 34-44. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.02.007>
- Lindenmayer, D. B., & Hobbs, R. J. (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests - A review. *Biological Conservation*, *119*(2), 151-168. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.028>
- Lindenmayer, D. B., Hobbs, R. J., & Salt, D. (2003). Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry*, *66*(1), 62-66. <https://doi.org/10.1080/00049158.2003.10674891>
- Lindenmayer, D. B., McIntyre, S., & Fischer, J. (2003). Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biological Conservation*, *110*, 45-53. www.elsevier.com/locate/biocon
- Lipsey, M. K., & Hockey, P. A. R. (2010). Do ecological networks in South African commercial forests benefit grassland birds? A case study of a pine plantation in KwaZulu-Natal. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *137*(1-2), 133-142. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.013>
- Liu, C. L. C., Kuchma, O., & Krutovsky, K. V. (2018). Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. En *Global Ecology and Conservation* (Vol. 15). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00419>

- Luck, G. W., Carter, A., & Smallbone, L. (2013). Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE*, 8(5). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0063671>
- Luck, G. W., Lavorel, S., McIntyre, S., & Lumb, K. (2012). Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology*, 81(5), 1065-1076. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01974.x>
- Lüdecke, D. (2018). ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. *Journal of Open Source Software*, 3(26), 772.
- MacArthur, R. H. (1957). On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 43(3), 293-295. <https://doi.org/10.1073/PNAS.43.3.293>
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594-598. <http://www.jstor.org>URL:<http://www.jstor.org/stable/1932254>http://www.jstor.org/stable/1932254?seq=1&cid=pdf-reference#references_tab_contents
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity* (1.^a ed.). Blackwell Science Ltd.
- Mahendiran, M., & Azeez, P. A. (2018). Ecosystem Services of Birds: A Review of Market and Non-market Values. *Entomology, Ornithology & Herpetology: Current Research*, 07(02). <https://doi.org/10.4172/2161-0983.1000209>
- Mammola, S., Carmona, C. P., Guillerme, T., & Cardoso, P. (2021). Concepts and applications in functional diversity. *Functional Ecology*, 35(9), 1869-1885. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>
- MapBiomias. (2021). *Proyecto MapBiomias Pampa Trinacional*. Colección de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso de suelo de Pampa Sudamericano. <https://plataforma.pampa.mapbiomas.org/>
- Marsden, S. J., Whiffin, M., & Galetti, M. (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. En *Biodiversity and Conservation* (Vol. 10).
- Martínez-Lanfranco, J. A., Vilella, F. J., & Miller, D. A. (2022). Avian community response to a novel environment: Commercial forestry in the Campos grasslands of South America. *Forest Ecology and Management*, 503. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119765>
- Martino, D. L., Bennadji, Z., Fossati, A., Pagliano, D., & Hoff, E. van. (1997). *La forestacion con eucaliptos en Uruguay; su impacto sobre los recursos naturales y el ambiente*. (Vol. 88). INIA.
- Mason, N. W. H., & De Bello, F. (2013). Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 777-780. <https://doi.org/10.1111/jvs.12097>

- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, *111*, 112-118.
- Maure, L. A., Rodrigues, R. C., Alcântara, Â. V., Adorno, B. F. C. B., Santos, D. L., Abreu, E. L., Tanaka, R. M., Gonçalves, R. M., & Hasui, E. (2018). Functional Redundancy in bird community decreases with riparian forest width reduction. *Ecology and Evolution*, *8*(21), 10395-10408. <https://doi.org/10.1002/ece3.4448>
- McFadden, T. N., & Dirzo, R. (2018). Opening the silvicultural toolbox: a new framework for conserving biodiversity in Chilean timber plantations. *Forest Ecology and Management*, *425*, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.028>
- McGill, B. J. (2010). Matters of scale. *Science*, *328*(5978), 575-576. <https://doi.org/10.1126/science.1188528>
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, *21*(4), 178-185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, *14*(11), 450-453.
- MDP. (2021a). *Plan de Manejo Forestal y Monitoreos - Montes del Plata. Resumen Público.*
- MDP. (2021b). *Reporte Sostenibilidad - Montes del Plata.*
- Medan, D., Torretta, J. P., Hodara, K., de la Fuente, E. B., & Montaldo, N. H. (2011). Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation*, *20*(13), 3077-3100. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0118-9>
- Menon, T., & Shahabuddin, G. (2021). Assessing woodpeckers as indicators of bird diversity and habitat structure in managed forests. *Biodiversity and Conservation*, *30*(6), 1689-1704. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02164-0>
- MGAP-DGF. (2021). *Cartografía Forestal 2021*. Disponible en: www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos/resultados-cartografia-forestal-2021; <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos/resultados-cartografia-forestal-2021>.
- Millan, C. H., Develey, P. F., & Verdade, L. M. (2015). Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management*, *336*, 174-182. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.005>
- Montaldo, N. H. (1984). Asociación de dos especies de picaflores con árboles del género Eucalyptus (Myrtaceae) en la provincia de Buenos Aires. *Hornero*, *12*(3), 159-162.

- Montaldo, N. H. (1993). Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66, 75-85.
- Montaldo, N. H. (2000). Éxito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73, 511-524.
- Morante-Filho, J. C., & Faria, D. (2017). An Appraisal of Bird-Mediated Ecological Functions in a Changing World. *Tropical Conservation Science*, 10, 1-12.
- Morse, N. B., Pellissier, P. A., Cianciola, E. N., Brereton, R. L., Sullivan, M. M., Shonka, N. K., Wheeler, T. B., & McDowell, W. H. (2014). Novel ecosystems in the Anthropocene: A revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society*, 19(2). <https://doi.org/10.5751/ES-06192-190212>
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- MVOTMA. (2018). *Calidad ambiental de la cuenca del Río Negro: 2009-2017*. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente.
- MVOTMA, M. de V. O. T. y M. A. (2016). *Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica del Uruguay 2016 – 2020*.
- Naeem, S., & Wright, J. P. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6, 567-579.
- Nájera, A., & Simonetti, J. A. (2010). Enhancing avifauna in commercial plantations: Research note. *Conservation Biology*, 24(1), 319-324. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01350.x>
- Nakagawa, S., & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 133-142. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>
- Nyffeler, M., Şekercioğlu, Ç. H., & Whelan, C. J. (2018). Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *Science of Nature*, 105(7-8). <https://doi.org/10.1007/s00114-018-1571-z>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Berward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., de Cáceres, M., ... Weedon, J. . (2022). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira-Filho, A. T., Budke, J. C., Jarenkow, J. A., Eisenlohr, P. v., & Neves, D. R. M. (2014). Delving into the variations in tree species composition and richness across South

- American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8(3), 242-260. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. En *BioScience* (Vol. 51, Número 11, pp. 933-938). [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Pairo, P. E., Rodriguez, E. E., Bellocq, M. I., & Aceñolaza, P. G. (2021). Changes in taxonomic and functional diversity of plants in a chronosequence of Eucalyptus grandis plantations. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89988-6>
- Palacio, F. X., Callaghan, C. T., Cardoso, P., Hudgins, E. J., Jarzyna, M. A., Ottaviani, G., Riva, F., Graco-Roza, C., Shirey, V., & Mammola, S. (2022). A protocol for reproducible functional diversity analyses. *Ecography*, 2022(11). <https://doi.org/10.1111/ecog.06287>
- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J., & Gregory, R. D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, 67(4), 518-536. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.00215.x>
- Pascotto, M. C., Caten, H. T., & Fernandes de Oliveira, P. P. (2012). Birds as potential seed dispersers of *Curatella americana* L. (Dilleniaceae) in the Brazilian Cerrado. *Ornitologia Neotropical*, 23, 585-595.
- Pauw, A. (2019). A Bird's-Eye View of Pollination: Biotic Interactions as Drivers of Adaptation and Community Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 50(21), 1-26. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218>
- Pawson, S. M., Brin, A., Brockerhoff, E. G., Lamb, D., Payn, T. W., Paquette, A., & Parrotta, J. A. (2013). Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22(5), 1203-1227. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8>
- Pawson, S. M., Brockerhoff, E. G., Meenken, E. D., & Didham, R. (2008). Non-native plantation forests as alternative habitat for native forest beetles in a heavily modified landscape. *Biodiversity Conservation*, 17, 1127-1148. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9363-y>
- Pawson, S. M., Ecroyd, C. E., Seaton, R., Shaw, W. B., & Brockerhoff, E. G. (2010). New Zealand's exotic plantation forests as habitats for threatened indigenous species. *New Zealand Journal of Ecology*, 34(3), 342-355.
- Perry, D. A., Oren, R., & Hart, S. C. (2008). *Forest ecosystems* (2.^ª ed.). The Johns Hopkins University Press.
- Petchey, O. L., Evans, K. L., Fishburn, I. S., & Gaston, K. J. (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76(5), 977-985. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01271.x>

- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9(6), 741-758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Petchey, O. L., Hector, A., & Gaston, K. J. (2004). How do different measures of functional diversity perform? *Ecology*, 85(3), 847-857.
- Petchey, O. L., Hector, A., & Gaston, K. J. (2019). Diversidad taxonómica y funcional de aves: Diferencias entre hábitats antrópicos en un bosque subtropical. *Ecologia Austral*, 29(3), 391-404. <https://doi.org/10.25260/ea.19.29.3.0.873>
- Pezda, A. M. (2015). *Influencia da silvicultura na composicao e diversidade de aves florestais no Bioma Pampa* [Maestría]. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Pezda, A. M., Jacoboski, L. I., Luza, A. L., & Hartz, S. M. (2021). Bird beta-diversity of tree plantations and natural forests immersed within a grassy landscape in southern Brazil. *Ornithology Research*, 29(3), 123-132. <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00064-z>
- Phifer, C. 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 and Conservation*, 26(13), 3073-3101. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1126-6>
- Poch, T. J., & Simonetti, J. A. (2013). *Insectivory in Pinus radiata plantations with different degree of structural complexity*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.044>
- Poore, M. E. D., & Fries, C. (1988). *The ecological effects of eucalyptus*. FAO.
- Pozo, P., & Säumel, I. (2018). How to bloom the green desert: Eucalyptus plantations and native forests in Uruguay beyond black and white perspectives. *Forests*, 9(10). <https://doi.org/10.3390/f9100614>
- Pretelli, M. G., Isacch, J. P., & Cardoni, D. A. (2018). Species-Area Relationships of Specialist Versus Opportunistic Pampas Grassland Birds Depend on the Surrounding Landscape Matrix. *Ardeola*, 65(1), 3-23. <https://doi.org/10.13157/arla.65.1.2018.ra1>
- Putz, F. E., & Redford, K. H. (2009). Dangers of carbon-based conservation. En *Global Environmental Change* (Vol. 19, Número 4, pp. 400-401). <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.07.005>
- QGIS. (2022). *QGIS Geographic Information System. QGIS Association*. <http://www.qgis.org>.
- Ralph, J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F., & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres* (Traducido al Español). USDA Forest Service. <http://www.psw.fs.fed.us/techpub.html>
- Ralph, J., Sauer, J. R., & Droege, S. (1995). *Monitoring Bird Populations by Point Counts*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station.

- Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Carvalho, F., Mira, A., & Beja, P. (2010). Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? *Forest Ecology and Management*, 260(8), 1359-1366. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.032>
- Remsen, J. v, Areta, J. I., Bonaccorso, E., Claramunt, S., Jaramillo, A., Lane, D. F., Pacheco, J. F., Robbins, M. B., Stiles, F. G., & Zimmer, K. J. (2021, agosto 24). *A classification of the bird species of South America*. American Ornithological Society. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- Ricklefs, R. E. (1987). Community Diversity: Relative Roles of Local and Regional Processes. *Science*, 235, 167-171.
- Riffell, S. K., & Riffell, B. D. (2002). Can observer clothing color affect estimates of richness and abundance? An experiment with point counts. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-73.4.351>, 73(4), 351-359. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-73.4.351>
- Ríos, M., Cortés, G., Laufer, G., Pereira-Garbero, R., Bergós, L., & Soutullo, A. (2013). *Medidas de adaptación para los vertebrados terrestres vulnerables al cambio climático en Uruguay*.
- Roberts, D. R., Bahn, V., Ciuti, S., Boyce, M. S., Elith, J., Guillera-Aroita, G., Hauenstein, S., Lahoz-Monfort, J. J., Schröder, B., Thuiller, W., Warton, D. I., Wintle, B. A., Hartig, F., & Dormann, C. F. (2017). Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography*, 40(8), 913-929. <https://doi.org/10.1111/ecog.02881>
- Robertson, B. A., & Hutto, R. L. (2007). Is Selectively Harvested Forest an Ecological Trap for Olive-Sided Flycatchers? *The Condor*, 109(1), 109-121. http://www.jstor.orgURL:http://www.jstor.org/stable/4122536http://www.jstor.org/stable/4122536?seq=1&cid=pdf-reference#references_tab_contents
- Rocha, G. (2021). *Guía Completa para Conocer Aves del Uruguay* (2.ª ed.). Ediciones de la Banda Oriental.
- Rodríguez, C., Leoni, E., Lezama, F., & Altersor, A. (2003). Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science*, 14, 433-440.
- Root, R. B. (1967). The niche exploitation pattern of the Blue-gray Gnatcatcher. *Source: Ecological Monographs*, 37(4), 317-350.
- Sainz-Borgo, C., Koffler, S., & Jaffe, K. (2018). On the adaptive characteristics of bird flocks: small birds form mixed flocks. *Ornitología Neotropical*, 29, 289-296.
- Salgado-Negret, B. (2016). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://www.researchgate.net/publication/298344382>

- Sans, C., & Aguerre, I. (2019). Conservación en tierras privadas de uso forestal. *III Congreso de Areas Protegidas de Latinoamérica y el Caribe. Lima, Perú.*
- Sans, C., Daniluk, G., & López Quero, M. (2007). Bienes y servicios de los bosques implantados en Uruguay: evaluación preliminar de los productos forestales no madereros demayor importancia comercial. *Agrociencia, XI(1)*, 73-80.
- Santoandré, S., Filloy, J., Zurita, G. A., & Isabel Bellocq, M. (2021). Variations in habitat metrics along plantation chronosequences: Contrasting tree plantations in subtropical forest and grassland. *Forestry Studies, 75(1)*, 55-63. <https://doi.org/10.2478/fsmu-2021-0011>
- Sarasola, J. H., & Negro, J. J. (2006). Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography, 33(6)*, 1096-1101. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01445.x>
- Sastranegara, H., Mardiasuti, A., & Mulyani, Y. A. (2020). Guild composition and niche overlap of insectivorous birds in evergreen rainforest. *Jurnal Manajemen Hutan Tropika, 26(1)*, 13-20. <https://doi.org/10.7226/jtfm.26.1.13>
- Schetini De Azevedo, C., Penha Tinoco, H., Ferraz, J. B., & Young, R. J. (2006). Unusual nest site for greater rheas (*Rhea americana*, Rheidae, Aves). *Revista Brasileira de Ornitología, 14(3)*, 289-290.
- Schielzeth, H. (2010). Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods in Ecology and Evolution, 1(2)*, 103-113. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2010.00012.x>
- Schneider, N. A., Low, M., Arlt, D., & Pärt, T. (2012). Contrast in edge vegetation structure modifies the predation risk of natural ground nests in an agricultural landscape. *PLoS ONE, 7(2)*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031517>
- Sekercioglu, Ç. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution, 21(8)*, 464-471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Sekercioglu, Ç. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. En *Journal of Ornithology* (Vol. 153, Número SUPPL. 1, pp. 153-161). <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4>
- Sekercioglu, Ç. H., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *PNAS, 101(52)*, 18042-18047. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0408049101
- Sekercioglu, Ç. H., Wenny, D. G., & Whelan, C. J. (2016). *Why Birds Matter. Avian Ecological Function and Ecosystem Services*. The University of Chicago Press.
- Shmida, A., & Wilson, M. V. (1985). Biological Determinants of Species Diversity. *Source: Journal of Biogeography, 12(1)*, 1-20.
- 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)*. <https://doi.org/10.1890/ES13-00347.1>

- Soriano, A. (1991). Rio de la Plata Grasslands. En *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere. Ecosystems of the World* (8.^a ed., pp. 367-407). Elsevier.
- Soutullo, Á., Clavijo, C., & Martínez-Lanfranco, J. A. (2013). *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay: vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares* (Á. Soutullo, C. Clavijo, & J. A. Martínez-Lanfranco, Eds.). SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC.
- Souza, A. F., Ramos, N. P., Pizo, M. A., Hübel, I., & Crossetti, L. O. (2013). Afforestation effects on vegetation structure and diversity of grasslands in southern Brazil: The first years. *Journal for Nature Conservation*, 21(1), 56-62. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.10.002>
- Stade, I. R., Overbeck, G. E., Fontana, C. S., Bencke, G. A., Silva, T. W. da, Mimet, A., & Pereira, H. M. (2021). Specialist Birds Replace Generalists in Grassland Remnants as Land Use Change Intensifies. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.597542>
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. (2015). The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. *Anthropocene Review*, 2(1), 81-98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>
- Stephens, S. S., & Wagner, M. R. (2007). Forest Plantations and Biodiversity: A Fresh Perspective. *Journal of Forestry*, 307-313.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., & Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press.
- Strona, G., & Bradshaw, C. J. A. (2022). Coextinctions dominate future vertebrate losses from climate and land use change. *Science Advances*, 8, 1-12. <https://www.science.org>
- Sullivan, B. L., Wood, C. L., Iliff, M. J., Bonney, R. E., Fink, D., & Kelling, S. (2009). eBird: A citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation*, 142(10), 2282-2292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.006>
- Sutherland, W., Newton, I., & Greenm Rhys E. (2004). *Bird Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques* (W. J. Sutherland, I. Newton, & R. E. Green, Eds.; 1.^a ed.). Oxford University Press.
- Teixeira, F. D., & Cascelli de Azevedo, F. C. (2019). The effect of the surrounding matrix on bird communities in fragments of the brazilian Atlantic Forest. *Ornitología Neotropical*, 30, 167-173.
- Temperton, V. M., Hobbs, R. J., Nuttle, T., & Halle, S. (2004). *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the gap between theory and practice*. Island Press.
- Texeira, M., & Altesor, A. (2009). Small-scale spatial dynamics of vegetation in a grazed Uruguayan grassland. *Austral Ecology*, 34(4), 386-394. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01940.x>

- Tilman, D. (2000). The effects of biodiversity on ecosystems. *Nature*, 405, 208-211.
www.nature.com
- Tilman, D. (2001). Funcional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, 3(1), 109-120.
- Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., Devenish, A. J. M., Yang, J., Sayol, F., Neate-Clegg, M. H. C., Alioravainen, N., Weeks, T. L., Barber, R. A., Walkden, P. A., MacGregor, H. E. A., Jones, S. E. I., Vincent, C., Phillips, A. G., Marples, N. M., Montaña-Centellas, F. A., Leandro-Silva, V., Claramunt, S., ... Schleuning, M. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. En *Ecology Letters* (Vol. 25, Número 3, pp. 581-597). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1111/ele.13898>
- Uruguay XXI. (2021). *Informe Sector Forestal*. <https://www.uruguayxxi.gub.uy/es/centro-informacion/articulo/sector-forestal/>
- Vaccaro, A. S., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2019). What land use better preserves taxonomic and functional diversity of birds in a grassland biome? *Avian Conservation and Ecology*, 14(1). <https://doi.org/10.5751/ACE-01293-140101>
- Vandermeer, J., & Carvajal, R. (2001). Metapopulation Dynamics and the Quality of the Matrix. *The American Naturalist*, 158(3), 211-220.
- Vasishth, S., Schad, D., Bürki, A., & Kliegl, R. (2022). *Linear Mixed Models in Linguistics and Psychology: A Comprehensive Introduction*. https://vasishth.github.io/smlp2020/Freq_CogSciDraft.pdf#67
- Veldman, J. W., Buisson, E., Durigan, G., Fernandes, G. W., le Stradic, S., Mahy, G., Negreiros, D., Overbeck, G. E., Veldman, R. G., Zaloumis, N. P., Putz, F. E., & Bond, W. J. (2015). Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(3), 154-162. <https://doi.org/10.1890/140270>
- Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., Mahy, G., le Stradic, S., Fernandes, G. W., Durigan, G., Buisson, E., Putz, F. E., & Bond, W. J. (2015). Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. En *BioScience* (Vol. 65, Número 10, pp. 1011-1018). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv118>
- Veliz-Baldiviezo, C. D., Passos, M. F. de O., & Azevedo, C. S. de. (2021). Bird-plant interaction networks in native forests and eucalyptus plantations within a protected area. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 61, 1-17. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2021.61.91>
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition*.
- Verga, E. G. (2022). Observando aves: ¿Cómo elegir los binoculares más adecuados? *El Hornero*, 37(1), 93-103.
- Vergara, P. M., & Simonetti, J. A. (2004). Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. *ORYX*, 38(4), 383-388. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000742>

- Vickery, P. D., & Herkert, J. R. (1999). *Ecology and Conservation of Grasslands Birds of the Western Hemisphere* (P. D. Vickery & J. R. Herkert, Eds.; Vol. 19). Cooper Ornithological Society.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, *89*(8), 2290-2301.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, *116*(5), 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Volpato, G. H., Prado, V. M., & dos Anjos, L. (2010). What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management*, *260*(7), 1156-1163. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.006>
- Weiherr, E., & Keddy, P. (2004). *Ecological Assembly Rules: Perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press.
- Wenny, D. G., DeVault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Sekercioglu, C. H., Tomback, D. F., & Whelan, C. J. (2011). Perspectives in ornithology the need to quantify ecosystem services provided by birds. *Auk*, *128*(1), 1-14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1134*, 25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, *30*(3), 279-338.
- Wiens, J. A. (1973). Pattern and Process in Grassland Bird Communities. *Ecological Monographs*, *43*(2), 237-270.
- Wiens, J. A. (1992). *The Ecology of Bird Communities. Processes and variations* (Vol. 2). Cambridge University Press .
- Willson, M. F. (1974). Avian Community Organization and Habitat Structure. *Ecology*, *55*(5), 1017-1029.
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., De, C., Rosa, L. A., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, *95*(7), 2027. <http://esapubs.org/archive>
- Wilson, J. D., Anderson, R., Bailey, S., Chetcuti, J., Cowie, N. R., Hancock, M. H., Quine, C. P., Russell, N., Stephen, L., & Thompson, D. B. A. (2014). Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology*, *51*(1), 204-213. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12173>
- Zaccagnini, M. E., Thompson, J. J., Bernardos, J., Calamari, N., Goijman, A., & Canavelli, S. (2011). Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la ecorregión

pampeana. En *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas, y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 185-219). Ediciones INTA.

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. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00821.x>

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. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3), 164-173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.009>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2009). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3-14. <https://doi.org/10.1111/J.2041-210X.2009.00001.X>

8. ANEXOS

8.1. Lista de especies registradas durante los muestreos

Tabla 8-1. Especies registradas en los muestreos de aves de toda el área de estudio y su clasificación en Grupos funcionales, y preferencia de hábitat. La taxonomía sigue a (Remsen et al., 2021). UICN-UY: Criterios UICN para Uruguay según (Azpiroz, Alfaro, et al., 2012); UICN-Global: BirdLife International 2022. **Referencias.** Frecuencia relativa: porcentaje de detecciones para cada especie (presencias) según el total de visitas a cada ambiente; Ambientes: (BO) Bosque; (SA) Sabana; (HM) Herbazal Mesófilo (i.e. Pastizal); (HH) Herbazal Hidrófilo (i.e. Bajo); (FO) Forestación. Categorías UICN: (LC) Preocupación Menor; (NT) Cercana a la Amenaza; (VU) Vulnerable; (EN) En Peligro.

Familia	Especie	Grupo funcional	UICN		Preferencia de Hábitat	Frecuencia relativa (%)				
			UY	Global		FO	BO	HH	HM	SA
Rheidae	<i>Rhea americana</i>	Omnívora Terrestre	LC	NT	Pastizal/Matorral	-	-	1,3	5,1	-
Tinamidae	<i>Rhynchotus rufescens</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	4,0	7,4	0,9
	<i>Nothura maculosa</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	5,3	15,4	6,4
Anatidae	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Omnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	-	5,3	-	0,9
	<i>Anas georgica</i>	Herbívora Generalista Acuática	LC	LC	Acuático	-	-	1,3	-	-
Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	Frugívora Escansorial	LC	LC	Bosque	-	4,5	-	-	1,8
Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	Herbívora Generalista Escansorial	LC	LC	Generalista	18,5	47,0	1,3	8,1	37,3
	<i>Patagioenas maculosa</i>	Granívora Terrestre	LC	LC	Sabana	2,5	3,1	-	0,7	10,0
	<i>Leptotila verreauxi</i>	Granívora Terrestre	LC	LC	Bosque	10,9	41,8	-	-	20,0
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Granívora Terrestre	LC	LC	Bosque	-	0,3	-	-	-
	<i>Zenaida auriculata</i>	Granívora Escansorial	LC	LC	Generalista	2,5	4,9	1,3	7,4	18,2
	<i>Columbina picui</i>	Granívora Terrestre	LC	LC	Sabana	-	-	-	-	1,8
Cuculidae	<i>Guira guira</i>	Carnívora Terrestre	LC	LC	Sabana	-	-	1,3	2,9	0,9
	<i>Tapera naevia</i>	Invertívora Escansorial	LC	LC	Sabana	-	1,0	-	-	0,9
	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	1,4	-	-	0,9
Caprimulgidae	<i>Chordeiles nacunda</i>	Invertívora Nocturna Aérea	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	0,7	-
	<i>Setopagis parvula</i>	Invertívora Nocturna Aérea	LC	LC	Bosque	-	-	-	-	0,9
	<i>Hydropsalis torquata</i>	Invertívora Nocturna Aérea	LC	LC	Sabana	-	1,0	-	-	1,8

Familia	Especie	Grupo funcional	UICN		Preferencia de Hábitat	Frecuencia relativa (%)				
			UY	Global		FO	BO	HH	HM	SA
Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Nectarívora	LC	LC	Bosque	1,7	4,5	2,7	-	6,4
	<i>Leucochloris albicollis</i>	Nectarívora	LC	LC	Bosque	1,7	1,7	-	-	1,8
	<i>Hylocharis chrysura</i>	Nectarívora	LC	LC	Bosque	-	7,7	2,7	-	4,5
Aramidae	<i>Aramus guarauna</i>	Invertívora Acuática Cosechadora	LC	LC	Acuático	-	-	1,3	-	-
Rallidae	<i>Aramides ypecaha</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Herbazal húmedo	-	1,4	1,3	-	-
	<i>Aramides cajaneus</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Bosque	-	2,4	-	-	0,9
	<i>Gallinula galeata</i>	Omnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	-	1,3	-	-
Charadriidae	<i>Oreopholus ruficollis</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	EN	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	0,7	-
	<i>Vanellus chilensis</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	10,7	27,2	2,7
Scolopacidae	<i>Bartramia longicauda</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	1,5	-
	<i>Gallinago paraguaiiae</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	-	7,4	-
Jacaniidae	<i>Jacana jacana</i>	Invertívora Acuática Cosechadora	LC	LC	Acuático	-	-	1,3	-	-
Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Invertívora Terrestre Acechadora	LC	LC	Acuático	-	-	-	2,2	-
Ardeidae	<i>Tigrisoma lineatum</i>	Carnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	0,3	-	-	-
	<i>Butorides striata</i>	Carnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	0,3	2,7	-	-
	<i>Bubulcus ibis</i>	Invertívora Terrestre Acechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	0,7	-
	<i>Syrigma sibilatrix</i>	Invertívora Acuática Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	1,3	0,7	0,9
	<i>Egretta thula</i>	Carnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	-	1,3	-	-
Threskiornithidae	<i>Plegadis chihi</i>	Invertívora Acuática Cosechadora	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	2,7	-	-
	<i>Theristicus caerulescens</i>	Invertívora Acuática Cosechadora	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	1,3	-	-
	<i>Theristicus caudatus</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	0,7	-	-	-
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Carroñera	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	0,3	-	-	1,8
	<i>Cathartes aura</i>	Carroñera	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	4,2	-	10,3	8,2
Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	Carnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	-	-	-	1,8
	<i>Accipiter bicolor</i>	Carnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	0,7	-	-	0,9
	<i>Buteogallus meridionalis</i>	Carnívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	-	0,9
	<i>Rupornis magnirostris</i>	Carnívora Terrestre	LC	LC	Generalista	2,5	1,7	-	0,7	6,4
Strigidae	<i>Megascops choliba</i>	Invertívora Nocturna Escansorial	LC	LC	Bosque	-	0,7	-	-	-
	<i>Athene cucularia</i>	Carnívora Nocturna Terrestre	NT	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	2,2	-
Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Carnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	-	-	-	0,9
	<i>Chloroceryle amazona</i>	Carnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	0,7	2,7	-	-

Familia	Especie	Grupo funcional	UICN		Preferencia de Hábitat	Frecuencia relativa (%)				
			UY	Global		FO	BO	HH	HM	SA
	<i>Chloroceryle americana</i>	Carnívora Acuática	LC	LC	Acuático	-	2,8	-	-	-
	<i>Picumnus nebulosus</i>	Invertívora Corteza Excavadora	LC	NT	Bosque	-	2,1	-	-	-
Picidae	<i>Melanerpes candidus</i>	Invertívora Corteza Excavadora	LC	LC	Sabana	-	-	-	-	1,8
	<i>Dryobates spilogaster</i>	Invertívora Corteza Excavadora	LC	LC	Bosque	-	12,2	-	-	4,5
	<i>Colaptes melanochloros</i>	Invertívora Corteza Excavadora	LC	LC	Bosque	-	3,8	-	2,2	5,5
	<i>Colaptes campestris</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	0,7	5,3	9,6	1,8
		<i>Caracara plancus</i>	Carroñera	LC	LC	Pastizal/Matorral	1,7	1,0	-	6,6
Falconidae	<i>Milvago chimango</i>	Carnívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	5,1	8,2
	<i>Falco sparverius</i>	Carnívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	5,9	0,9
	<i>Falco femoralis</i>	Carnívora Aérea	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	0,7	0,9
Psittacidae	<i>Myiopsitta monachus</i>	Herbívora Generalista Escansorial	LC	LC	Generalista	-	1,4	-	19,1	11,8
	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Herbívora Generalista Escansorial	LC	LC	Bosque	-	1,0	-	-	-
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	1,0	1,3	-	4,5
	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	16,0	-	-	4,5
	<i>Geositta cunicularia</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	1,5	-
	<i>Drymornis bridgesii</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	-	-	-	1,8
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Invertívora Corteza Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	6,6	-	-	5,5
	<i>Furnarius rufus</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Generalista	1,7	7,7	4,0	7,4	19,1
	<i>Lochmias nematura</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	1,4	-	-	-
Furnariidae	<i>Phleocryptes melanops</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	1,3	-	-
	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	21,6	-	-	5,5
	<i>Leptasthenura platensis</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	-	-	-	2,7
	<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	13,3	2,2	6,4
	<i>Anumbius annumbi</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	3,7	1,8
	<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	0,8	26,8	2,7	-	25,5
	<i>Synallaxis spixi</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	0,7	9,3	-	0,9
	<i>Synallaxis frontalis</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	0,7	1,3	-	6,4
Tityridae	<i>Pachyrhamphus viridis</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	0,7	-	-	-
	<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	Omnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	7,0	-	-	-
Tyrannidae	<i>Phylloscartes ventralis</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	17,8	-	-	1,8

Familia	Especie	Grupo funcional	UICN		Preferencia de Hábitat	Frecuencia relativa (%)				
			UY	Global		FO	BO	HH	HM	SA
	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	0,3	-	-	-
	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	1,7	-	-	6,4
	<i>Elaenia parvirostris</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	24,7	2,7	-	15,5
	<i>Elaenia mesoleuca</i>	Omnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	0,3	-	-	-
	<i>Suiriri suiriri</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	0,3	-	-	0,9
	<i>Serpophaga nigricans</i>	Invertívora Terrestre Acechadora	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	4,0	-	-
	<i>Serpophaga subcristata</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Sabana	2,5	21,3	5,3	-	43,6
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Omnívora Escansorial	LC	LC	Generalista	2,5	13,6	10,7	5,1	20,9
	<i>Machetornis rixosa</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	0,7	-
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Omnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	4,2	-	-	-
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Invertívora Arborícola Acech/Atrap	LC	LC	Bosque	-	2,1	6,7	1,5	3,6
	<i>Tyrannus savana</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Acech/Atrap	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	8,0	14,7	3,6
	<i>Myiarchus swainsoni</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Acech/Atrap	LC	LC	Bosque	-	5,6	1,3	-	1,8
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Acech/Atrap	LC	LC	Bosque	-	4,2	6,7	-	9,1
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Acech/Atrap	LC	LC	Sabana	-	-	2,7	-	6,4
	<i>Lessonia rufa</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	0,7	-
	<i>Knipolegus cyanirostris</i>	Invertívora Arborícola Acech/Atrap	LC	LC	Bosque	0,8	5,6	-	-	-
	<i>Satrapa icterophrys</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	-	1,3	0,7	-
	<i>Nengetus cinereus</i>	Invertívora Terrestre Acechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	7,4	-
	<i>Xolmis irupero</i>	Invertívora Terrestre Acechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	2,9	-
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Acech/Atrap	LC	LC	Bosque	-	8,7	-	-	0,9
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	22,0	-	-	13,6
	<i>Vireo olivaceus</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	4,2	-	-	-
Corvidae	<i>Cyanocorax chrysops</i>	Omnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	2,4	-	-	1,8
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Invertívora Aérea	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	1,0	-	-	-
Hirundinidae	<i>Progne tapera</i>	Invertívora Aérea	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	5,3	9,6	0,9
	<i>Progne chalybea</i>	Invertívora Aérea	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	1,3	0,7	-
	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Invertívora Aérea	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	1,7	1,3	5,1	1,8
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Generalista	-	16,4	20,0	0,7	40,0
	<i>Cistothorus platensis</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	VU	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	0,7	-

Familia	Especie	Grupo funcional	UICN		Preferencia de Hábitat	Frecuencia relativa (%)				
			UY	Global		FO	BO	HH	HM	SA
Poliptilidae	<i>Poliptila dumicola</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Sabana	-	3,5	1,3	-	16,4
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	Omnívora Escansorial	LC	LC	Bosque	5,9	35,9	-	-	20,0
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Omnívora Escansorial	LC	LC	Generalista	7,6	37,6	1,3	5,1	30,9
	<i>Turdus albicollis</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	5,2	-	-	-
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	0,7	-	10,3	17,3
	<i>Mimus triurus</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Sabana	-	0,3	-	-	-
Motacillidae	<i>Anthus furcatus</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	20,6	-
	<i>Anthus hellmayri</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	4,0	3,7	-
Fringillidae	<i>Spinus magellanicus</i>	Granívora Escansorial	LC	LC	Sabana	-	-	2,7	0,7	0,9
Passerellidae	<i>Ammodramus humeralis</i>	Granívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	6,7	0,7	-
	<i>Zonotrichia capensis</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Generalista	10,9	53,3	56,0	8,1	74,5
Icteridae	<i>Leistes superciliaris</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	-	1,5	-
	<i>Cacicus chrysopterus</i>	Omnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	0,3	-	-	0,9
	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	3,1	1,3	-	2,7
	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Granívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	2,7	0,7	2,7
	<i>Molothrus bonariensis</i>	Invertívora Terrestre Cosechadora	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	0,3	2,7	3,7	6,4
	<i>Gnorimopsar chopi</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	-	2,9	-
	<i>Agelaioides badius</i>	Invertívora Escansorial	LC	LC	Sabana	-	0,3	-	-	10,0
	<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Granívora Terrestre	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	1,3	-	-
	<i>Pseudoleistes virescens</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Herbazal húmedo	-	-	16,0	7,4	3,6
Parulidae	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Herbazal húmedo	-	0,7	28,0	0,7	9,1
	<i>Setophaga pitiayumi</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	0,8	44,3	6,7	-	18,2
	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	-	21,3	-	-	1,8
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	2,5	20,2	-	-	3,6
Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	Invertívora Arborícola Cosechadora	LC	LC	Bosque	2,5	5,2	1,3	-	2,7
	<i>Cyanoloxia glaucocaeerulea</i>	Granívora Arbust/Herbícola	LC	LC	Bosque	-	1,4	-	-	-
Thraupidae	<i>Sicalis flaveola</i>	Granívora Escansorial	LC	LC	Sabana	-	5,2	2,7	-	9,1
	<i>Sicalis luteola</i>	Granívora Arbust/Herbícola	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	24,0	22,8	10,0
	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Sabana	-	-	-	-	1,8
	<i>Sporophila caeruleascens</i>	Granívora Arbust/Herbícola	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	0,3	9,3	-	8,2

Familia	Especie	Grupo funcional	UICN		Preferencia de Hábitat	Frecuencia relativa (%)				
			UY	Global		FO	BO	HH	HM	SA
	<i>Saltator similis</i>	Omnívora Escansorial	LC	LC	Bosque	-	6,3	1,3	-	0,9
	<i>Saltator aurantirostris</i>	Omnívora Escansorial	LC	LC	Bosque	-	10,1	-	-	10,0
	<i>Embernagra platensis</i>	Omnívora Arbust/Herbícola	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	37,3	11,8	2,7
	<i>Poospiza nigrorufa</i>	Omnívora Terrestre	LC	LC	Herbazal húmedo	-	0,3	12,0	-	3,6
	<i>Microspingus cabanisi</i>	Omnívora Arbust/Herbícola	LC	LC	Bosque	-	10,5	-	-	5,5
	<i>Microspingus melanoleucus</i>	Omnívora Arbust/Herbícola	LC	LC	Sabana	-	0,7	-	-	-
	<i>Donacospiza albifrons</i>	Omnívora Arbust/Herbícola	LC	LC	Pastizal/Matorral	-	-	8,0	0,7	2,7
	<i>Paroaria coronata</i>	Omnívora Escansorial	LC	LC	Sabana	0,8	2,1	4,0	1,5	19,1
	<i>Stephanophorus diadematus</i>	Omnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	15,7	-	-	12,7
	<i>Pipraeidea melanonota</i>	Omnívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	1,0	-	-	-
	<i>Rauenia bonariensis</i>	Frugívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	1,7	-	-	7,3
	<i>Stilpnia preciosa</i>	Frugívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	9,8	-	-	3,6
	<i>Thraupis sayaca</i>	Frugívora Arborícola	LC	LC	Bosque	-	3,1	-	-	4,5
	Total	Grupos funcionales				13	25	20	20	26
		Especies				20	92	65	59	97
					Bosque	9	50	11	2	38
					Ambiente Abierto	1	15	30	42	29
					Generalistas	7	9	7	9	9
					Otros	3	18	17	6	21
	Subtotal	Especies según preferencia de hábitat								

8.2. Diversidad taxonómica y funcional en forestación

Tabla 8-2. Lista de especies y grupos funcionales registrados en forestación y caracterización en base a la abundancia acumulada para cada una de las temporadas anuales; y el total con escala colorimétrica (verde a rojo; menor a mayor respectivamente). Se compara la frecuencia relativa de dichas especies tanto en forestación como en los ambientes nativos. La taxonomía sigue a (Remsen et al., 2021). **Referencias.** Abundancia: cantidad de individuos detectados para cada especie a lo largo de todos los muestreos en forestación. Frecuencia relativa: porcentaje de detecciones según el total de visitas a cada ambiente. Temporadas: (Est) Estival; (Inv) Invernal. Ambientes: (BO) Bosque; (SA) Sabana; (HM) Herbazal Mesófilo (i.e. Pastizal); (HH) Herbazal Hidrófilo (i.e. Bajo); (FO) Forestación.

Nivel Trófico	Grupo Funcional	Código	Especie	Preferencia de Hábitat	Abundancia (ind.)			Frecuencia Relativa (%)					
					FO			FO	BO	HH	HM	SA	
					Est	Inv	Total	Est	Inv	Total	BO	HH	HM
Herbivoría 	Granív. Escansorial	GES	<i>Zenaida auriculata</i>	Generalista	2	1	3	2,5	4,7	1,3	7,1	17,5	
	Granív. Terrestre	GTE	<i>Leptotila verreauxi</i>	Bosque	10	6	16	10,8	40,6	-	-	19,2	
			<i>Patagioenas maculosa</i>	Sabana	0	4	4	2,5	3,0	-	0,7	9,2	
	Nectarívora	NEC	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Bosque	3	0	3	1,7	4,4	2,7	-	5,8	
			<i>Leucochloris albicollis</i>	Bosque	2	0	2	1,7	1,7	-	-	1,7	
Herbív. Gener. Escansorial	HES	<i>Patagioenas picazuro</i>	Generalista	10	21	31	18,3	47,3	1,3	7,8	36,7		
Carnívoros 	Carnívora Terrestre	CAT	<i>Rupornis magnirostris</i>	Generalista	2	1	3	2,5	1,7	-	0,7	6,7	
	Carroñera	CÑ	<i>Caracara plancus</i>	Pastizal/Matorral	1	1	2	1,7	1,0	-	6,4	5,8	
	Invert. Arbor. Acech/Atrap	IARAc	<i>Knipolegus cyanirostris</i>	Bosque	0	1	1	0,8	5,7	-	-	-	
<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>			Bosque	0	1	1	0,8	26,2	2,7	-	26,7		
Faunivoría 	Inverteb.	IARCo	<i>Piranga flava</i>	Bosque	0	5	5	2,5	5,0	1,3	-	5,0	
			<i>Serpophaga subcristata</i>	Sabana	2	1	3	3,3	20,8	5,3	-	45,0	
				<i>Setophaga pitiayumi</i>	Bosque	0	1	1	0,8	44,0	6,7	-	18,3
	Invert. Arbu/Herb. Cosech.	IAHCo	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Bosque	0	3	3	2,5	21,5	-	-	3,3	
	Invert. Terr. Cosech.	ITECo	<i>Furnarius rufus</i>	Generalista	0	4	4	1,7	7,4	4,0	7,1	17,5	
Omnivoría 	Omnív. Escansorial	OES	<i>Paroaria coronata</i>	Sabana	1	0	1	0,8	2,0	4,0	1,4	18,3	
			<i>Pitangus sulphuratus</i>	Generalista	3	0	3	2,5	13,4	10,7	5,0	19,2	
			<i>Turdus amaurochalinus</i>	Generalista	12	3	15	7,5	36,9	1,3	5,0	32,5	
			<i>Turdus rufiventris</i>	Bosque	4	9	13	5,8	35,9	-	-	18,3	
	Omnív. Terrestre	OTE	<i>Zonotrichia capensis</i>	Generalista	11	5	16	10,8	51,7	56,0	7,8	75,8	
Especies					13	16	20						
Grupos Funcionales					9	11	12						

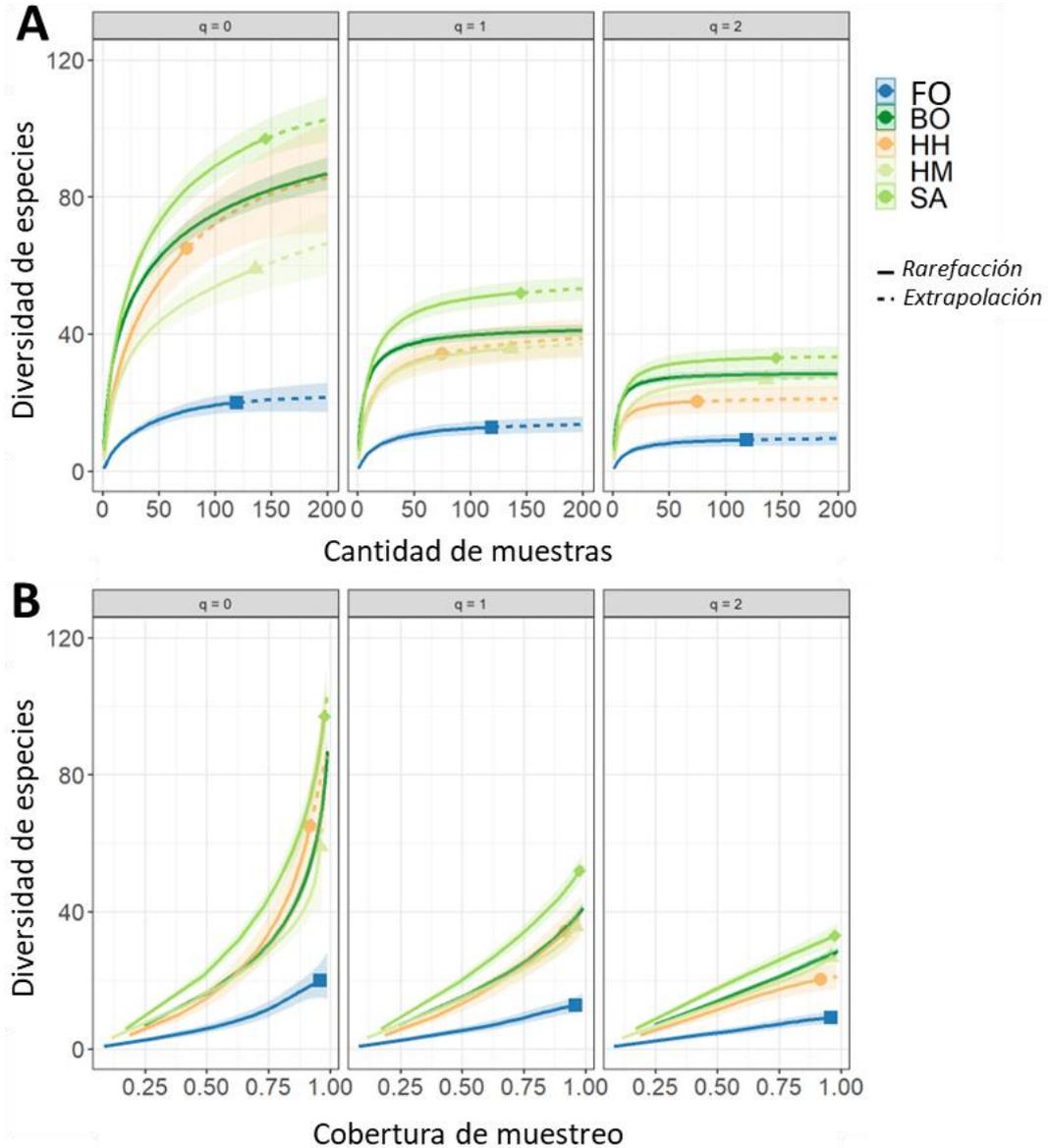
8.3. Biomasa relativa de los grupos funcionales

Tabla 8-3. Representatividad de los 32 grupos funcionales registrados en el presente estudio, en función de biomasa relativa (gramos/hectárea) en cada uno de los ambientes. Referencias: Bosque (BO); Sabana (SA); Herbazal Mesófilo (HM); Herbazal Hidrófilo (HH); forestación adulta con Eucalyptus sp. (FO). Se resaltan los cuatro grupos mayormente representados en forestación que en pastizales a lo largo del estudio.

Nivel trófico	Grupo Funcional	Código	Biomasa (g/ha)				
			FO	BO	HH	HM	SA
 Herbivoría	Frugívora Arborícola	FAR	0,0	6,2	0,0	0,0	9,9
	Frugívora Escansorial	FES	0,0	196,4	0,0	0,0	61,5
	Granívora Arbust/Herbícola	GAH	0,0	0,4	14,7	41,4	5,0
	Granívora Escansorial	GES	3,5	11,8	3,7	16,6	53,9
	Granívora Terrestre	GTE	40,0	166,0	11,9	7,5	144,8
	Herbívora Generalista Acuática	HAC	0,0	0,0	10,6	0,0	0,0
	Herbívora Generalista Escansorial	HES	92,6	288,4	23,7	197,7	262,8
	Nectarívora	NEC	0,2	1,0	0,3	0,0	0,9
 Vertib.	Carnívora Acuática	CAC	0,0	8,6	20,9	0,0	3,7
	Carnívora Aérea	CAE	0,0	0,0	0,0	6,3	3,9
	Carnívora Arborícola	CAR	0,0	2,6	0,0	0,0	6,4
	Carnívora Nocturna Terrestre	CNTE	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0
	Carnívora Terrestre	CAT	8,6	6,0	4,8	88,8	85,2
	Carroñera	CÑ	23,1	253,1	0,0	438,2	472,5
 Faunivoría  Invert.	Invert. Acuática Cosechadora	IACCo	0,0	0,0	404,8	8,7	10,7
	Invert. Aérea	IAE	0,0	0,9	3,2	7,8	1,1
	Invert. Arborícola Acech/Atrap	IARAc	0,2	2,6	4,4	0,7	2,2
	Invert. Arborícola Cosechadora	IARCo	2,5	43,5	4,3	0,0	32,2
	Invert. Arbust/Herbícola Acech/Atrap	IAHAc	0,0	4,0	5,5	9,6	5,8
	Invert. Arbust/Herbícola Cosechadora	IAHCo	0,3	24,8	18,0	1,3	19,3
	Invert. Corteza Cosechadora	ICOCo	0,0	3,0	0,0	0,0	2,4
	Invert. Corteza Excavadora	ICOEx	0,0	14,9	0,0	3,6	25,0
	Invert. Escansorial	IES	0,0	1,0	0,0	0,0	29,4
	Invert. Nocturna Aérea	INAEAt	0,0	0,8	0,0	1,5	1,8
	Invert. Nocturna Escansorial	INESAc	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0
	Invert. Terrestre Acechadora	ITEAc	0,0	0,0	0,4	121,9	0,0
	Invert. Terrestre Cosechadora	ITECo	2,0	46,3	111,5	415,5	95,0
	 Omnivoría	Omnívora Acuática	OAC	0,0	0,0	130,8	0,0
Omnívora Arborícola		OAR	0,0	25,2	0,0	0,0	12,1
Omnívora Arbust/Herbícola		OAH	0,0	4,9	38,6	11,7	5,8
Omnívora Escansorial		OES	21,4	130,4	16,4	14,8	122,8
Omnívora Terrestre		OTE	3,5	58,4	582,6	3032,7	129,0
Biomasa total (g/ha)			197,9	1302,2	1411,1	4433,2	1622,4

8.4. Estimación de diversidad y cobertura de muestreo

Figura 8.1. Curvas de diversidad de especies esperada (D_q) en función de (A) cantidad de muestras y (B) porcentaje de la cobertura de muestreo para cada ambiente, (con su correspondiente extrapolación/ interpolación según corresponda). Parámetro q : Riqueza ($q=0$), exponente del Índice Shannon ($q=1$); e inverso del Índice de Simpson ($q=2$). Zona sombreada determina intervalos de confianza del 95%. **Referencias:** Bosque (BO); Sabana (SA); Herbazal Mesófilo (HM); Herbazal Hidrófilo (HH); Forestación (FO).



8.5. Caracterización del paisaje (3 km)

Para caracterizar la configuración y cobertura de ambientes a nivel de localidad, se seleccionaron las seis localidades con mayor cantidad de muestras (puntos de conteo; Tabla 8-9) y se consideró una muestra circular de 3 km de radio, entorno a la zona aproximada donde se realizaron los relevamientos de aves.

Tabla 8-4 Cobertura relativa (%) de ambientes, en seis localidades: CP: Cuchilla de Peralta; CT: Cueva del Tigre; EM: El Matorral; LA: Los Arroyos; LL: Las Lilas; RR: Rincón del Río.

Ambiente	Localidades						Promedio
	CP	CT	LA	EM	RR	LL	
Forestación	4,8	12,6	23,2	23,9	34,5	38,5	22,9
Cultivos	0,0	18,5	0,0	17,0	4,5	2,4	7,1
Bosque	0,0	2,6	11,8	18,0	5,2	9,4	7,8
Sabana	0,0	0,0	10,2	9,3	6,6	2,7	4,8
Herbazal Mesófilo	91,9	48,0	38,0	17,7	28,1	30,8	42,4
Herbazal Hidrófilo	2,8	17,3	9,2	7,9	3,2	16,1	9,4
Rocosisidad	0,0	0,6	4,2	0,0	0,0	0,0	0,8
Agua	0,0	0,0	3,3	6,0	17,9	0,0	4,5

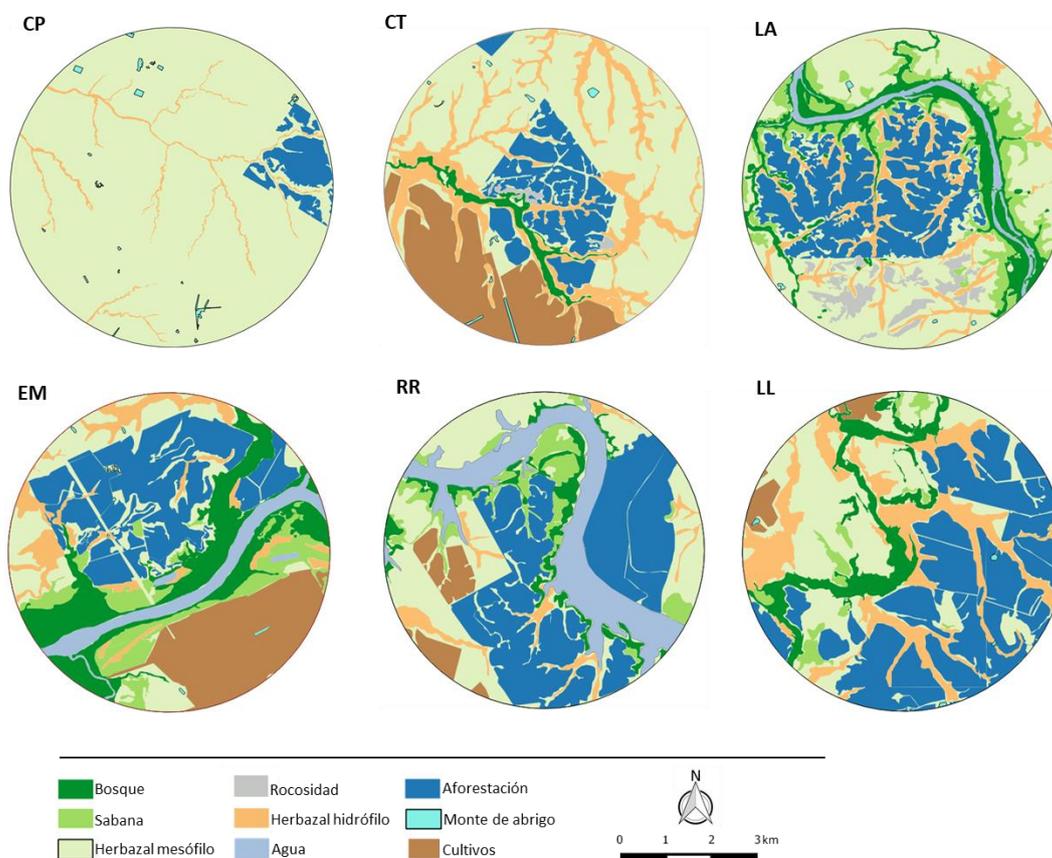


Figura 8.2 Muestras de paisaje de las seis localidades seleccionadas: CP: Cuchilla de Peralta; CT: Cueva del Tigre; EM: El Matorral; LA: Los Arroyos; LL: Las Lilas; RR: Rincón del Río. Se representa cobertura y distribución de los ambientes en un entorno de 3 km de radio.

8.6. Estructura de la vegetación

Los rodales de forestación (FO) visitados presentaron edades desde los 4 a los 8 años. En todos los casos se presentaron el estrato arbóreo con dosel cerrado, consistiendo en árboles de crecimiento fustal, homogéneo, de alturas y DAPs (Diámetro a la Altura del Pecho) similares en un mismo rodal, cuya composición estaba dominada por una sola especie de *Eucalyptus sp* (Tabla 8-5 b). La densidad de árboles fue de unos 1295 ± 232 ind/ha de 14.6 ± 3.5 metros de altura, constatándose la ausencia casi total de estratos herbáceo, arbustivos y de sotobosque; y una gran acumulación de mantillo (hojarasca) (Tabla 8-5 c). No se observaron especies epífitas, trepadoras, parásitas o hemiparásitas. Tampoco se observaron individuos de eucaliptus en floración en ninguno de los puntos de conteo. Finalmente, la diversidad del estrato arbóreo estaba compuesta por una sola especie de *Eucalyptus sp*.

Los bosques (BO) presentaron densidades de árboles muy altas (3400 ind/ha aprox.) El dosel arbóreo presentó una cobertura muy elevada (>70%), con alturas promedio de 6.7 m, soliendo disminuir hacia los bordes externos, y con abundante presencia de trepadoras y epífitas. La presencia del sotobosque y estrato arbustivo fue variable, con importante presencia de mantillo y estrato herbáceo (Tabla 8-5 c). En los bosques serranos, se observaron pendientes moderadas, presentando valores de rocosidad medios en algunos sectores de la ladera donde se pueden llegar a formar pequeñas escarpas. Por su parte, la diversidad promedio de leñosas del estrato arbóreo fue de 11.6 ± 4.4 especies, de las cuales 8.6 ± 4.1 son especies zoocóricas (i.e. dispersión de propágulos mediada por fauna, principalmente aves y mamíferos).

Las sabanas (SA) consistieron en bosques de dosel abierto de escasa cobertura y con densidad de árboles muy variable (463 ± 345 indiv/ha aprox.) de baja altura (3.0 ± 0.6 m) y un denso tapiz herbáceo con un $84.7 \pm 5.8\%$ de cobertura. El estrato arbóreo del sotobosque estuvo prácticamente ausente, y presentó niveles bajos del estrato arbustivo (Tabla 8-5 c). Este ambiente solo fue relevado en tres localidades (Tabla 8-9). La diversidad promedio de leñosas del estrato arbóreo fue de 3.1 ± 2.1 especies, de las cuales 1.8 ± 1.9 son especies zoocóricas.

En cuanto a los herbazales mesófilos (HM), presentaron coberturas casi totales (>90%) de tapiz herbáceo, del cual un 66.7% de la cobertura correspondía a pastizales de bajo porte (1-10cm), constatándose también la presencia de otros substratos con mayor porte (Tabla 8-5 d). Presentaban una importante riqueza de herbáceas, dominado por especies pertenecientes a la familia de las Poáceas –gramíneas–, y secundariamente se constató la presencia especies arbustivas y subarbustivas de la Familia Asteraceae (géneros *Acanthostyles*, *Baccharis* y *Senecio*); y una densidad de árboles prácticamente nula ($0.2 \pm 0.6\%$). La rocosidad fue variable, aunque notoriamente mayor en las localidades Los Arroyos, Sauce del Yí, que presentaron afloramientos rocosos, y en algunos sectores de Cuchilla de Peralta con suelos basálticos superficiales.

Finalmente, en cuanto a herbazales hidrófilos (HH), Presentan comunidades vegetales con importante riqueza de especies, dominado casi totalmente por el estrato herbáceo, en el que se diferencian substratos según la altura: “bajo” (<0.15 m) generalmente dominado por Gramíneas (e.g. *Paspalum sp.*, *Axonopus sp.*, *Eleocharis sp.*); “medio” (0.15-0.6 m) dominado por Gramíneas (e.g. *Eragrostis sp.*, *Paspalum sp.*, *Axonopus suffultus*, *Danthonia sp.*, *Poa sp.*), y ocasionalmente Juncáceas (*Juncus sp.*) y Ciperáceas (*Rhynchospora sp.*, *Cyperus sp.*); y “alto”

(0.6m -1.5 m), dominado por *Erianthus sp.*, *Paspalum sp.* parches de pajonal (*Panicum sp.*), y ocasionalmente especies del género *Eryngium*).

Tabla 8-5. Estructura de la vegetación en los ambientes bosque (BO); Sabana (SA), Forestación (FO) y Herbazal Mesófilo (HM). A. Metodología y esfuerzo de muestreo por ambiente. B. Detalle de estructura y diversidad del estrato arbóreo. C. Cobertura relativa promedio de cada uno de los estratos por ambiente. D. Detalle de la cobertura relativa de cada subestrato del estrato herbáceo (medido solo en HM). Referencias: ±: desvío estándar; n/e: no evaluado. Nota: no se realizó caracterización cuantitativa para los Herbazales Hidrófilos (HH).

A.			B. Estrato arbóreo									
Metodología	Réplicas		Altura (m)		Árboles/ha		Troncos/ha		Spp. Total		Spp. zoocóricas	
			media	±	media	±	media	±	media	±	media	±
BO	Transecta	38	6,8	1,2	3392,1	1182,7	5423,7	1517,2	11,6	4,4	8,6	4,1
SA	Transecta	15	3,0	0,6	463,3	345,6	1146,7	819,1	3,1	2,1	1,8	1,9
FO	Parcela	16	14,6	3,5	1294,8	232,4	1424,5	171,0	1,0	0,0	0,0	0,0
HM	Parcela	15	1,5	1,3	0,3	0,9	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e

C. Cobertura estratos (%)														
	Rociedad		Suel. desn.		Mantillo		Herbáceo		Arbustivo		Sotobosque		Arbóreo	
	media	±	media	±	media	±	media	±	media	±	media	±	media	±
BO	7,6	15,6	12,6	15,0	70,4	17,1	43,3	23,4	15,9	10,1	16,3	16,6	77,1	12,8
SA	0,0	0,0	4,0	10,1	3,8	6,2	84,7	8,8	6,9	5,3	2,7	7,3	19,3	18,4
FO	0,9	3,8	1,8	3,7	87,7	0,3	13,3	16,5	0,2	0,2	2,2	3,1	83,0	10,1
HM	3,2	6,1	2,8	5,0	-	-	92,7	11,4	1,1	3,9	-	-	0,2	0,6

D. Cobertura sub-estratos del estrato herbáceo (%)										
	1-10 cm		10-30 cm		30-80 cm		800-200 cm		>200 cm	
	media	±	media	±	media	±	media	±	media	±
HM	66,7	31,8	26,4	25,4	6,7	9,7	0,2	0,4	0,0	-

8.7. Clasificación de las especies

8.7.1. Lista de especies

Para realizar las siguientes clasificaciones (Preferencia de Hábitat y Grupos Funcionales), se utilizó como referencia una lista no publicada de la avifauna de los Pastizales del Río de la Plata (PRP) (*Fernández P. in prep*). La lista total incluyó 521 especies continentales (excluyendo especies pelágicas), siguiendo la taxonomía de Remsem et al (2021). Se consideraron aquellas especies con mayor afinidad a los PRP, es decir aquellas que presentaron evidencias de poblaciones residentes (i.e. reproducen en la región), visitantes regulares; y especies para las que se sospecha expansión de su rango de distribución en la región. También se incluyen especies introducidas con poblaciones asilvestradas. Se excluyeron especies “errantes” (vagrants) y/o de distribución marginal a los PRP.

8.7.2. Grupos funcionales

La presente clasificación de grupos funcionales se basa en la selección y categorización de rasgos funcionales relacionados a la ecología trófica (Blondel, 2003; de Graaf et al., 1985; González-Salazar et al., 2014; Kissling et al., 2012; Naeem & Wright, 2003; Root, 1967). Esta clasificación pretende caracterizar la diversidad funcional de manera sencilla y potencialmente replicable, innovando respecto a las aproximaciones más comúnmente utilizadas hasta la fecha en la región de los PRP, que se basan en la clasificación según la dieta (e.g. insectívoras, carnívoras, granívoras) (Azpiroz, 2003; Codesido & Mariano, 2010; de Souza Modena et al., 2013; Martínez-Lanfranco et al., 2022; Zaccagnini et al., 2011).

8.7.2.1. Categorización de rasgos funcionales

8.7.2.1.a. Masa Corporal

Este rasgo no fue contemplado para la clasificación en grupos funcionales. La razón para no usar este rasgo fue para evitar la generación de demasiadas combinaciones únicas de grupos funcionales, en donde en el caso más extremo, la diversidad funcional puede igualar la riqueza de especies (Palacio et al., 2022).

8.7.2.1.b. Dieta

Para la clasificación de grupos funcionales, se categorizó a cada especie según ocho niveles: (1) Granívora; (2) Frugívora; (3) Nectarívora; (4) Folívora; (5) Herbívora; (6) Invertívora, (7) Carnívora; y (8) Omnívora (Tabla 8-6). Esta variable categórica surge de la transformación de la variable semicuantitativa “% de consumo de cada ítem alimenticio” *sensu* Wilman et al (2014). Para ello, se tomó en cuenta el tipo de alimento que representa más de un 60% en la dieta de cada especie. Si la especie no presentaba una categoría >60% pero además se alimenta $\geq 90\%$ solo en nivel trófico secundario, se optó por la categoría con mayor puntaje. Análogamente, si la especie no presentaba una categoría >60% pero además se alimenta $\geq 90\%$ solo en nivel trófico primario, se la consideró bajo la categoría de “omnívora primaria”. Finalmente, si la especie no presentaba un tipo de alimento >60% y además consumía tanto a nivel trófico primario como secundario se la consideraba “omnívora”. Para 57 especies con bajo nivel de certeza en la información sobre la dieta (*sensu* Wilman et al 2014) y para 8 especies con igual categorización

(50%) entre 2 categorías dentro de un mismo nivel trófico, se realizó una búsqueda complementaria en bibliografía local sobre la alimentación en la región de modo de asignarle una categoría en el contexto de los PRP (i.e. Azpiroz 2003; Rocha 2015; Días & Falchi 2016; Jacobs & Fenalti 2020, Billerman et al 2020).

8.7.2.1.c. Horario de forrajeo

Se contemplaron dos categorías para identificar a aquellas especies adaptadas a forrajear (no exclusivamente) durante la noche: (1) No nocturna y (2) Nocturna (*sensu* Wilman et al (2014) (Tabla 8-6). Para buscar congruencia a escala de los PRP, se realizó una búsqueda en bibliografía local de las especies categorizadas como nocturnas (Azpiroz 2012; Dias & Falchi 2016; Jacobs & Fenalti 2020; Rocha 2015; Wikiaves 2021; Pérez-Granados et al 2021). Solo tres especies de Strigiformes (*Glaucidium brasilianum*; *Athene cunicularia* y *Asio flameus*) son reportadas tanto diurnas como nocturnas, con variaciones dependiendo de la bibliografía consultada. Sin embargo, todas ellas presentan hábitos nocturnos confirmados en la región, por lo que fueron clasificadas como “nocturnas” a pesar de tener un uso de horario más generalista.

8.7.2.1.d. Estrato de Forrajeo

Se contemplaron nueve categorías: (1) Acuática, (2) Aérea, (3) Arborícola (follaje), (4) Arborícola (Corteza), (5) Arbustícola/Herbícola, (6) Escansorial, (7) Pelágica, (8) Terrestre (Tabla 8-6). Esta variable categórica surge de la transformación de la variable semicuantitativa (% de uso de cada estrato) *sensu* Wilman et al (2014). Esta información se contrastó con la base de datos de Stotz et al (1996), donde clasifican a todas las especies nidificantes en el Neotrópico según el estrato de forrajeo. Entre ambas bases de datos, se constató incongruencia considerable en la clasificación (estratos sumamente diferentes) solo para el 10% de las especies contempladas. Para dichas especies se procedió a la búsqueda bibliográfica alternativa (e.g. Billerman et al 2020; Wikiaves 2021) para establecer estrato de forrajeo.

8.7.2.1.e. Estrategia de Forrajeo

Si bien existen propuestas previas sobre este rasgo biológico a nivel de especies (Root 1967; Fitzpatrick 1980; Remsen & Robinson 1990; González-Salazar et al 2014), no se cuenta con datos y clasificaciones estandarizadas para las especies de los PRP. Adaptando la propuesta de González-Salazar et al (2014), para las aves Neárticas, se contemplaron cuatro categorías: (1) Atrapadora, (2) Acechadora, (3) Cosechadora, (4) Excavadora (Tabla 8-6). Los datos fueron obtenidos realizada búsqueda para cada especie en bibliografía local (Rocha 2015; Jacobs & Fenalti 2020; Billerman et al 2020; Wikiaves 2021).

La clasificación esta particularmente enfocada en las distintas estrategias de “búsqueda” y de “ataque” de las especies de nivel trófico secundario (i.e. invertebradívoras, carnívoras) (Fitzpatrick 1980; Remsen & Robinson 1990). Por lo anterior todas las especies de nivel trófico primario se consideran “Cosechadoras”, mientras que las especies omnívoras fueron clasificadas según su estrategia para alimentarse de ítems de nivel trófico secundario.

“Atrapadora” incluye a aves que capturan animales vertebrados o invertebrados en el aire, realizando maniobras persecución y/o de intercepción. “Acechadora” incluye especies que se focalizan en presas móviles, detectándolas previamente a su captura, y utilizando una gran variedad de “ataques” para su captura (e.g. arponeo, zambullidas, caídas en picada, persecuciones). “Cosechadora” incluye aves principalmente localizan a presas estacionarias u otros ítems, mediante una continua exploración del sustrato donde forrajean (e.g. observación directa, picoteo, filtrado, cincelado). “Excavadoras” incluye especies que excavan en el sustrato para obtener el alimento (esto no incluye las estrategias de “sondeo” que utilizan algunas aves limnícolas). A su vez, algunas especies pueden ser especialistas en determinado comportamiento, mientras que otras pueden ser generalistas (Fitzpatrick 1980)

Tabla 8-6 Rasgos funcionales categorizados a partir de Wilman et al (2014) utilizados para la clasificación de las especies en grupos funcionales.

Rasgo	Niveles	Comentario
1. Actividad	Diurna	Forrajeo durante el día
	Nocturna	Forrajeo durante la noche y horas crepusculares
2. Dieta	Frugívora	≥ 60% Consumo de frutos
	Granívora	≥ 60% Consumo de semillas y/o "frutos secos"
	Nectarívora	≥ 60% Consumo de néctar
	Herbívora	≥ 60% Consumo de ítems vegetativos (hojas, brotes)
	Omnívora Primaria	- Herbívora generalista: partes vegetativas y reproductivas por igual
	Carnívora	≥ 60% Consumo de vertebrados
	Invertebradívora	≥ 60% Consumo de invertebrados
	Omnívoro	- Consumidor 1ario y 2dario, sin preferencia por una categoría
3. Estrato de forrajeo	Aérea	Forrajea en estrato aéreo
	Arborícola	Forrajea en estratos intermedios/altos de vegetación leñosa (sotobosque y dosel)
	Arbustícola/ Herbícola	Forrajea en estratos bajos de vegetación leñosa/herbácea (arbustos y herbazales)
	Corteza	Forrajea en corteza de troncos en estratos bajos-altos
	Escansorial	Forrajea desde estrato terrestre hasta arbóreo
	Acuática	Forrajea en (y/o debajo de) la superficie del agua, y/o en vegetación flotante
	Pelágica	Forrajea en zona pelágica
	Terrestre	Forrajea en suelo desnudo, rocas, mantillo y/o estrato herbáceo muy bajo
4. Estrategia de forrajeo	Atrapadora	Capturan presas en el aire
	Acechadora	Acechan presas distantes y/o móviles en diferentes estratos, realizando distintas maniobras de captura
	Cosechadora	Obtienen alimento del sustrato cercano a donde están posadas
	Excavadora	Excavan en el sustrato para obtener alimento

8.7.2.2. Asignación de una especie al grupo funcional

Cada especie fue asignada a un único grupo funcional. Para ello, se procedió a generar una clasificación de todo el ensamble de especies utilizando la siguiente secuencia de agrupamiento jerárquico: (1) Dieta >> (2) Horario >> (3) Estrato de forrajeo >> (4) Estrategia de Forrajeo. Como

ajuste a posteriori, se puso un umbral mínimo de 5 especies en la última etapa de la secuencia. Es decir, si la división según “Estrategia de forrajeo” generaba más de un grupo de menos de 5 especies los mismos quedaban incluidos en un solo grupo funcional.

8.7.2.3. Resultados

Se obtuvieron 38 grupos funcionales, luego de realizados los ajustes a posteriori (46 sin los ajustes). Cuatro gremios estuvieron representados por una sola especie, mientras que el más representado presentó 64 especies (Tabla 8-7). Los gremios de nivel trófico secundario fueron los más representados en la avifauna de los Pastizales del Río de la Plata (PRP), sobre todo los representados por consumidores de invertebrados (Tabla 8-7).

El conjunto de especies asociadas a ambientes abiertos (herbazales y matorrales) estuvieron representadas en 20 gremios, mientras que las asociadas a ambientes boscosos (bosques y sabanas) estuvieron representadas en 32 gremios. En línea con lo anterior, el estrato de forrajeo más representado en los distintos grupos funcionales es el estrato “arbóreo”: 11 gremios diferentes exclusivamente arbóreos. A estos, se les deben sumar 8 gremios de especies “escansoriales”, que forrajean tanto en estrato arbóreo como en terrestre. A su vez, muchos grupos funcionales “terrestres”, “arbustivo/herbazal”, “acuático”, estuvieron conformados por especies que utilizan estratos arbóreos tanto para acechar a sus presas, consumirlas o para refugiarse cuando no están forrajeando.

Por otro lado, las 22 especies consideradas “nocturnas” la mayoría (14) tienen preferencia por ambientes boscosos (4 grupos funcionales), mientras que siete especies, presentan preferencia por ambientes abiertos (2 grupos funcionales) y una fue considerada generalista (*Tyto alba*).

Tabla 8-7. Listado de grupos funcionales (nombre y código) de la avifauna de los PRP y cantidad de especies total por cada grupo funcional; y disgregado según la preferencia de hábitat (Ver Anexo 8.7.3)

Nivel Trófico	Grupo Funcional	Código	Nº de especies	Nº especies según Preferencia de Hábitat								
				Pastizal/Matorral	Herbazal Hidrófilo	Sabana	Bosque	Generalista	Amb. Acuático	Costa	Amb. Antrópico	
1. Herbívora	Granívora Terrestre	GTE	22	6	3	8	2					3
	Frugívora Arborícola	FAR	17				17					
	Herbívora Generalista Acuática	HAC	14						14			
	Granívora Arbust/Herbícola	GAH	13	6	5		2					
	Nectarívora	NEC	13			1	12					
	Herbívora Generalista Escansorial	HES	9			1	1	2				5
	Granívora Escansorial	GES	7	1		3		1				2
	Herbívora Generalista Terrestre	HTE	4	4								
	Herbívora Generalista Arborícola	HAR	3			1	2					
	Frugívora Escansorial	FES	1				1					
	Granívora Arborícola	GAR	1									1
2. Faunívora	Invertívora Terrestre Cosechadora	ITECo	64	27	9	4	7	1	5	11		
	Invertívora Arbust/Herbícola Cosechadora	IAHCo	47	10	14	7	15	1				
	Carnívora Acuática	CAC	35		1		1		24	9		
	Invertívora Arborícola Cosechadora	IARCo	29			5	24					
	Invertívora Arbust/Herbícola Acech/Atrap	IAHAc	24	6	2	7	9					
	Invertívora Acuática Cosechadora	IACCo	20	2	6				10	2		
	Invertívora Aérea	IAE	16	13		1	2					
	Carnívora Terrestre	CAT	15	10		1	2	1			1	
	Invertívora Terrestre Acechadora	ITEAc	12	7	3	1			1			
	Invertívora Arborícola Acech/Atrap	IARAc	11			1	10					
	Invertívora Corteza Excavadora	ICOEx	11			4	7					
	Invertívora Nocturna Aérea	INAEAt	11	4	1	2	4					
	Carnívora Nocturna Terrestre	CNTE	6	2		2	1	1				
	Invertívora Acuática Acechadora	IACAc	6		1				4	1		
	Carnívora Arborícola	CAR	5			1	4					
	Carroñera	CÑ	5	3					1		1	

Nivel Trófico	Grupo Funcional		Nº de especies
	Invertívora Corteza Cosechadora	ICOCo	5
	Carnívora Nocturna Escansorial	CNES	4
	Carnívora Aérea	CAE	2
	Carnívora Escansorial	CES	2
	Invertívora Escansorial	IES	2
	Invertívora Nocturna Escansorial	INESAc	1
3. Omnívora	Omnívora Terrestre	OTE	25
	Omnívora Arborícola	OAR	21
	Omnívora Acuática	OAC	16
	Omnívora Escansorial	OES	14
	Omnívora Arbust/Herbícola	OAH	8
Total:		38	521

Nº especies según Preferencia de Hábitat							
Pastizal/ Matorral	Herbazal Hidrófilo	Sabana	Bosque	Generalista	Amb. Acuático	Costa	Amb. Antrópico
		1	4				
			4				
2							
		1	1				
		2					
			1				
10	5	4	5	1			
		3	18				
	3				13		
		4	7	2			1
2	1	2	3				
17	13	24	27	9	7	6	5

8.7.3. Preferencia de hábitat

La clasificación respecto a la preferencia de hábitat se realizó teniendo en cuenta la adaptación a los principales tipos de ambientes definidos para los Pastizales del Río de la Plata (PRP) durante parte o todo su ciclo de vida en base a distintas fuentes bibliográficas (Azpiroz, 2003, 2012; Azpiroz, Isacch, et al., 2012; Billerman et al., 2022; Vickery & Herkert, 1999). Con dicha información en mano, se comparó con la clasificación de uso de ambientes para la avifauna del Neotrópico de (Stotz et al., 1996), de manera de detectar incongruencias. Para aquellas especies que utilizan distintos ambientes para descansar y para buscar alimento, se optó por este último. Por ejemplo, el Cuervo Cabeza Roja (*Cathartes aura*), si bien depende de los bosques para refugiarse y nidificar, se alimenta principalmente buscando alimento en ambientes abiertos.

En total se establecieron 8 tipos de preferencia de hábitat (Tabla 8-8). Todas las especies citadas en (Azpiroz, Isacch, et al., 2012) fueron clasificadas como de “Ambientes Abiertos” (Herbazal Mesófilo, Matorral o Herbazal Hidrófilo), salvo el Hornero (*Furnarius rufus*), que a los efectos de este trabajo se considera “generalista”, ya que también utiliza sabanas, bordes de bosques; y ambientes antrópicos.

La categoría Herbazal Mesófilo (Pastizal) y Matorral fueron consideradas como una sola categoría: Pastizal/Matorral. En dicha categoría se incluyen especialistas de pastizal de distintos portes (Azpiroz, Isacch, et al., 2012) y 42 especies que utilizan distintos tipos de pastizales con gran componente de estrato arbustivo o matorral (e.g. Batará Pardo (*Thamnophilus ruficapillus*); Tiotío Común (*Phacellodomus striaticollis*)). La categoría “Ambientes Antrópicos” en este trabajo se refiere exclusivamente a centros poblados. Ambientes agrícolas y forestales no fueron considerados como hábitats en este análisis.

Tabla 8-8. Categorías y criterios de clasificación de las especies de aves de los Pastizales del Río de la Plata (PRP) según Preferencia de hábitat; considerando los principales tipos de ambientes en la ecorregión.

Categorías	Criterios
Pastizales y Matorrales (PM)	Preferencia por ambientes sin estrato arbóreo, dominado por: (a) Herbazales terrestres (pastizales mesófilos y xerófilos, praderas) y/o (b) Ambientes arbustivos (chircales, y matorrales)
Herbazales Hidrófilos (HE)	Preferencia por ambientes sin estrato arbóreo, dominado por herbazales inundables temporal o permanentemente, de distinto porte (pajonales: [caraguatales, juncales, totorales, hunquillares, tiriricales], praderas inundables, cortadales, espartillares; y bañados con vegetación emergente)
Acuático (AC)	Preferencia por ambientes acuáticos continentales: (i) ambientes lóticos: cursos de agua; (ii) ambientes lénticos: lagunas interiores y costeras, charcos temporales); (iii) planicies mareales de lagunas costeras y bañados; y (iv) ambientes estuarinos. En esta categoría también se incluyen generalistas de ambientes acuáticos que pueden utilizar herbazales hidrófilos
Sabanas (SA)	Preferencia por ambientes terrestres con estrato arbóreo de dosel abierto, tales como sabanas, bosques parque y palmares

Categorías	Criterios
Bosques (BO)	Preferencia por ambientes terrestres con estrato arbóreo de dosel cerrado, tales como bosques fluviales, serranos, de quebrada. se incluyen especies adaptadas al interior y a los bordes
Costas (CO)	Preferencia por: ambientes marinos-costeros (costas rocosas, playas arenosas, zonas intermareales, islas marinas y zonas neríticas)
Antrópico (AN)	Preferencia por áreas urbanas, suburbanas y zonas pobladas en general. Se incluyen parques y jardines
Generalista (GE)	Especie que usa ambientes terrestres tanto de dosel cerrado (bosque) y abierto (sabanas) como sin dosel (herbazales, arbustales)

8.8. StepFD: Reporte de reproducibilidad de los análisis de diversidad funcional

Siguiendo a (Palacio et al., 2022); en base a formulario disponible en sitio web:

<https://facuxpalacio.shinyapps.io/stepFD/>

STEP 1	
Title of the study	Diversidad taxonómica y funcional de aves en pastizales forestados de Uruguay - Thesis
Authors	Pablo G. Fernández-Santiago
Link to preprint/DOI (if available)	---
Is your work open-ended (e.g., descriptive) or does it answer a specific research question?	My work focuses on a particular question
Hypotheses and predictions	HIPOTESIS 1: La forestación, destinada a la producción de celulosa, genera un ambiente monótono y uniforme cuyas condiciones estructurales y florísticas difieren notoriamente de los ambientes nativos reemplazados. Al ser un ambiente arbolado, presenta un gran contraste estructural con los pastizales, por lo que tiene escaso valor como hábitat para las aves especialistas de pastizal. A su vez, al ser estructuralmente más simple que los bosques y teniendo en cuenta que la complejidad estructural de los ecosistemas esta correlacionada positivamente con la diversidad de aves, la forestación también representa escaso valor como hábitat para las especialistas de bosques. PREDICCIÓN 1.1: Se espera que la diversidad funcional sea significativamente menor en la forestación en comparación con los ambientes nativos.
	HIPOTESIS 2: La forestación de pastizales tiene implicancias a escala del paisaje, generando cambios estructurales (e.g. pérdida de hábitat; fragmentación) y de funcionamiento (e.g. barreras a la dispersión; efecto borde); lo que disminuye la disponibilidad y calidad de hábitat para especialistas de pastizales. PREDICCIÓN 2.1: A medida que aumenta la proporción de área forestada en el paisaje, se espera que disminuya la diversidad funcional local en ambientes abiertos (pastizales y bajos) contiguos a la forestación. PREDICCIÓN 2.2: A medida que aumenta la proporción de área forestada en el paisaje, se espera que aumente la diversidad- β (taxonómica y funcional) entre las unidades de pastizal; y que disminuya entre forestación y pastizales (i.e. homogenización).
STEP 2	
Spatial scale(s) of analysis	EXTENSIÓN: 13 localidades a lo largo de la Cuenca del Rio Negro, Uruguay. GRANO: Muestras en un radio de máximo 1 km, para cada uno de los ecosistemas/ambientes de interés.
Temporal scale(s) of analysis	EXTENSIÓN: 2015-2020, temporada estival e invernal GRANO: 1 hora
Target ecological unit	Especie
Did you perform a power analysis?	No
Results of power analysis or rationale for lack of need	----
STEP 3	
Focal taxon/taxa	Aves

Taxonomic resolution (a que nivel son reportados los rasgos)	Especie
Number of taxa	310 especies potenciales en el área de estudio (Cuenca del Río Negro)
Sampling unit (Lo que representa una fila en la matriz de comunidad)	Unidad de muestreo: Un (1) punto de conteo, de radio y tiempo fijo (50 m, 10 min). Unidad de análisis (i.e. una fila en la matriz de comunidad): consolidación de cinco (5) puntos de conteo consecutivos, en un mismo ambiente y fecha.
Number of sampling units	64 unidades de muestreo (UM) independientes (Forestación: 14; Bosque: 18; Herbazal Hidrófilo: 10; Pastizal: 15; Sabana: 7).
Sampling effort	Algunas UM fueron repetidas en diferentes temporadas (Estival: 45; Invernal: 43); y algunos sitios y temporadas fueron repetidos. Total: 137 unidades de análisis.
Occurrence data type(s)	Abundancia (relativa al muestreo), y biomasa (abundancia relativa * masa corporal)
STEP 4	
Number of traits	20
Number of continuous traits	1
Number of discrete traits	18
Number of binary traits	1
Number of fuzzy-coded traits	0
Trait resolution	(a) Para los grupos funcionales Dieta (categórica): 7 niveles Estrato (categórica): 7 niveles Estrategia (categórica): 5 niveles Actividad (binaria): 2 niveles
	(a) Para los análisis de disimilitud Masa corporal (continua): gramos Dieta (discreta ordinal): 10 niveles con porcentaje asociado; resolución 10% Estrato (discreta ordinal): 7 niveles con porcentaje asociado; resolución 10% Estrategia (categórica): 5 niveles Actividad (binaria): 2 niveles
Mean sample sizes per species and trait.	Desconocido
Ecological significance of the selected traits	MASA CORPORAL: rasgo fuertemente relacionado con varias características, como la tasa metabólica y la contribución de las especies a varias funciones del ecosistema. En general la masa corporal esta correlacionada la cantidad y el tamaño de los ítems consumidos lo que influirá en la magnitud de dicha contribución (J. B. Jr. Dunning, 2008). Por consiguiente, la biomasa de los ensambles de aves es una propiedad ecosistémica de suma importancia (Catano et al., 2020; Willson, 1974).
	DIETA: indica cuáles son los principales recursos de los cuales se obtienen nutrientes. La mayoría de las funciones ecológicas y servicios ecosistémicos son consecuencia del tipo de recursos que las aves consumen (e.g. dispersión de semillas, polinización, controles top-down, reciclaje de materia orgánica (Şekercioglu et al., 2016; Whelan et al., 2008).
	HORARIO DE FORRAJE: rasgo comportamental que indica el aprovechamiento de recursos disponibles en horarios diferentes, y que se asocia a la coexistencia en simpatria de varias especies que explotan recursos similares, pero que al hacerlo en horarios diferentes disminuye las interacciones de competencia (Kronfeld-Schor & Dayan, 2003).

	<p>ESTRATO DE FORRAJE: rasgo relacionado con la estructura de la vegetación de los distintos ambientes, y por ende uno de los que más puede responder a los cambios estructurales que implica la forestación de pastizales.</p> <p>TÉCNICA DE FORRAJE: rasgo comportamental relacionado con el balance entre el gasto y ganancia de energía a la hora de forrajear, lo cual tiene implicancias directas en la selección de los recursos (e.g. tipo de presa, tamaño, motilidad, abundancia) (Fitzpatrick, 1980), y por ende en el proceso ecosistémico en el que participan; y que se asocia a la coexistencia de varias especies que explotan recursos similares (Sastranegara et al., 2020).</p>
Did you account for intraspecific trait variation?	Yes
Which approach did you use to account for intraspecific variability?	Si bien se utilizó principalmente la base de datos de rasgos funcionales medidos a nivel de especie de Wilman et al., (2014), teniendo en cuenta que las especies pueden presentar variación de sus atributos a lo largo de su área de distribución, se complementó con bibliografía local y actualizada, de manera de chequear posibles errores y obtener información representativa del área de estudio (Azpiroz, 2012; Billerman et al., 2022; Jacobs & Fenalti, 2020; Rocha, 2021).
Data source(s)	Online database
	Literature review
STEP 5	
Data exploration analysis	Data visualization
	Missing data assessment
Traits possessing collinearity, if any	No testeado
Data transformations performed, if any	En los GLMM, ante la imposibilidad de los GLMM de modelar con la distribución "lognormal", fue necesario transformar previamente la variable "biomasa" mediante logaritmo para lograr ajustar el modelo.
Do you have missing data?	No
Did you account for imperfect detection?	No
STEP 6	
Level of analysis	Alpha diversity (within group)
	Beta diversity (between group)
	Gamma diversity (entire trait pool)
Method used to build the functional trait space(s)	Ordination methods (e.g., PCA, PCoA)
	Other. Please specify: Modelaje en función de variables de efectos fijos aleatorios
Dissimilarity metric used	Bray-Curtis
Trait space property measured (i.e., functional diversity facet)	Richness
	Divergence
	Composition
	Other. Please specify: Clasificación en Grupos Funcionales
Additional information on implementation (e.g. use of Jaccard dissimilarity metric)	---
Did you use null models to account for species richness?	No

STEP 7	
Statistical model or test chosen that is appropriate to answer your research question	GLMM con variables modeladas como efectos fijos y aleatorios
Effect sizes	No evaluado
Model support	La evaluación del desempeño de cada modelo (i.e. ajuste a los datos) se llevó a cabo mediante el diagnóstico de la distribución de residuales simulados contra valores predichos y variables explicativas, utilizando el paquete R DHARMA (Harting, 2022). En particular, se buscó evaluar (a) el ajuste del modelo a los datos, corroborando que no hubiera desviaciones significativas entre los valores observados y los valores esperados del modelo (test de Deviancia); (b) corroborar la homocedasticidad de los residuos, evidenciando que la varianza residual sea constante en el modelo (test de dispersión); (c) evaluar la normalidad de los residuos y la presencia de sesgo y/o curtosis (test de Kolmogorov-Smirnov) y gráfico de cuantiles residuales).
	Para evaluar el porcentaje de la varianza explicada por los modelos, se calculó el Coeficiente de determinación para GLMM (denominado pseudo R ²) con el paquete R MuMIn (Barton, 2022). Este parámetro se divide en R ² Marginal (i.e. varianza explicada por los efectos fijos) y R ² Condicional (i.e. varianza explicada por el modelo total: efectos fijos más los aleatorios) (Nakagawa & Schielzeth, 2013).
	Por último, para comparar la magnitud de los efectos e interacciones en aquellos factores de efecto significativo (p-valor<0,01), se utilizó el paquete R multcomp (Hothorn et al., 2008) para realizar test a posteriori (método de Tukey) verificando si el intervalo de confianza del 95%, de las diferencias estimadas entre pares, incluía cero. Se utilizó el paquete R ggpredict (Lüdecke, 2018) para transformar las variables a su escala original y visualizar los resultados del modelo.
Model uncertainty	Intervalos de confianza del 95%
Model validation	No realizada
STEP 8	En construcción
Link to preregistration (if any)	---
I have a Research Data Management Plan	---
Link to repository of code	---
Link to repository of Community data (if it's the same the as code repository, just repeat)	---
Link to repository of Trait data (if it's the same the as code repository, just repeat)	---
Link to repository of Environmental data (if it's the same the as code repository, just repeat)	---
Data and code description	---
Other notes on reproducibility	---

8.9. Esfuerzo de muestreo

Tabla 8-9. Distribución del esfuerzo de muestreo (puntos de conteo de aves) por localidad, ambiente y temporada. Ambientes: Bosque (BO); Sabana (SA); Herbazal Mesófilo (HM); Herbazal Hidrófilo (HH); forestación adulta con Eucalyptus sp. (FO). Temporada: estival (ES); invernal (IN).

Localidad	Ambiente	FO		BO		SA		HM		HH		Muestras totales
	Temporada	ES	IN	ES	IN	ES	IN	ES	IN	ES	IN	
Rincón del Río	RR	-	20	31	40	20	40	-	-	15	-	166
Los Arroyos	LA	15	10	14	27	20	30	23	20	-	-	159
Cueva del Tigre	CT	-	15	35	30	-	-	-	25	20	15	140
El Matorral	EM	3	5	35	15	30	5	10	-	5	-	108
Las Lilas	LL	15	10	25	19	-	-	9	10	15	-	103
Cuchilla de Peralta	CP	10	-	5	-	-	-	21	10	-	-	46
Sauce del Yí	SY	5	-	-	-	-	-	5	-	-	-	10
El Recado	ER	3	-	3	-	-	-	3	-	-	-	9
El Arazá	EA	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Granada y Boquerón	GB	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	5
La Teja	LT	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	5
Tres Árboles	3A	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3
El Minero	MI	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Total temporada/ambiente		54	65	148	139	70	75	71	65	60	15	
Total ambiente		119		287		145		136		75		762
Cantidad de localidades		10		9		3		7		5		

Nota: para los análisis de diversidad alfa y beta, solo se contemplaron aquellos bloques con al menos 5 puntos de conteo.

8.10. Modelación estadística (otros resultados)

8.10.1. Correlación entre variables de respuesta

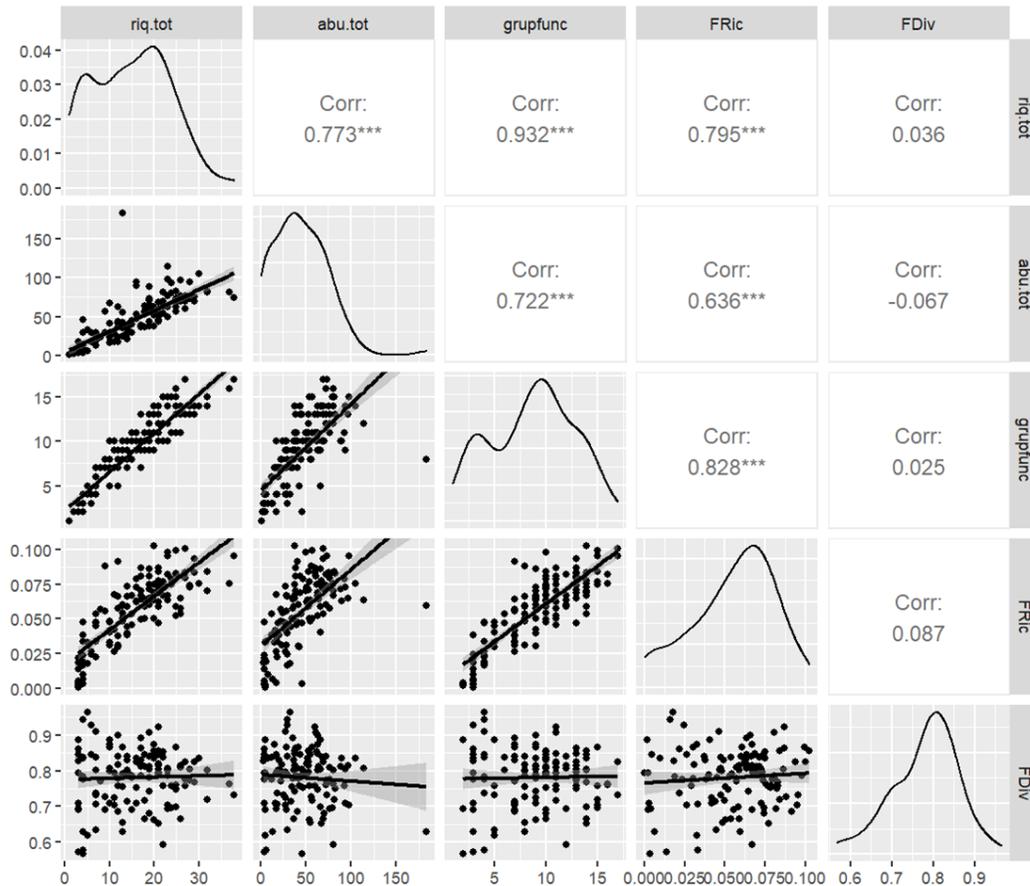


Figura 8.3. Gráficos para evaluar correlación entre variables de respuesta en cada unidad de análisis (consolidación de 5 puntos de conteo de aves). Panel inferior: dispersión y línea de tendencia; Diagonal: distribución de cada variable; Panel superior: coeficiente de correlación de Pearson y significancia en base a estadístico de prueba T (p -valor: ***<0,001; **<0,01; *<0,05; ' <0.1). Referencias: Riq.tot: N° de especies; Abu.tot: Abundancia relativa; grup.func: N° de grupos funcionales; FRic: Riqueza Funcional; y FDiv: Divergencia Funcional. Gráfico hecho con la función “ggpairs()” del paquete R “GGally”.

8.10.2. Efectos de la forestación a escala local (diversidad alfa)

Tabla 8-10. Resultados de los GLMM, de los efectos locales de la forestación. Para cada una de las seis variables de respuesta se explicita la fórmula del modelo (sintaxis para el paquete "glmmTMB") y la familia de distribución empleada (Poisson o Gaussian). **Referencias:** *IRR*: Incidence Rate Ratio; *IC*: Intervalo de confianza, σ^2 : varianza residual. τ_{00} : varianza intra-grupos; *ICC*: Intraclass Correlation Coefficient; *Coefficiente de determinación*: R^2 Marginal; *Varianza explicada por los efectos fijos*: R^2 Condicional; *Varianza explicada por los efectos fijos más los efectos aleatorios*. **Nota:** Se usa el asterisco "*" para señalar interacción entre variables explicativas.

Riqueza (especies) [A]				Abundancia (detecciones) [B]			
riq.tot ~ amb * temp + (1 local/cent); family = "poisson"				abu.tot ~ amb * temp + (1 local/cent); family = "poisson"			
Predictores	IRR	IC	p-valor	Predictores	IRR	IC	p-valor
Intercepto	3,24	2,10 – 5,01	<0,001	Intercepto	4,95	3,17 – 7,73	<0,001
amb [BO]	6,31	4,14 – 9,61	<0,001	amb [BO]	10,71	6,91 – 16,60	<0,001
amb [HH]	3,79	2,41 – 5,96	<0,001	amb [HH]	8,74	5,39 – 14,19	<0,001
amb [HM]	3,56	2,28 – 5,56	<0,001	amb [HM]	5,79	3,74 – 8,94	<0,001
amb [SA]	7,25	4,71 – 11,16	<0,001	amb [SA]	12,35	7,61 – 20,05	<0,001
temp [IN]	0,94	0,56 – 1,57	0,82	temp [IN]	1,01	0,60 – 1,70	0,98
amb [BO] * temp [IN]	0,87	0,51 – 1,48	0,61	amb [BO] * temp [IN]	0,78	0,46 – 1,33	0,37
amb [HH] * temp [IN]	0,48	0,23 – 0,97	0,04	amb [HH] * temp [IN]	0,50	0,28 – 0,91	0,02
amb [HM] * temp [IN]	0,98	0,55 – 1,73	0,94	amb [HM] * temp [IN]	1,90	1,11 – 3,26	0,02
amb [SA] * temp [IN]	0,88	0,51 – 1,53	0,66	amb [SA] * temp [IN]	0,99	0,58 – 1,68	0,96
Efectos Aleatorios				Efectos Aleatorios			
σ^2	0,09	Nº cent	64	σ^2	0,03	Nº cent	64
τ_{00} cent:local	0,01	Nº local	10	τ_{00} cent:local	0,09	Nº local	10
τ_{00} local	0,05	Observaciones	137	τ_{00} local	0,06	Observaciones	137
ICC	0,38			ICC	0,81		
R²: Marginal/Condicional		0,75/0,85		R²: Marginal/Condicional		0,80/0,96	

Biomasa (g) [C]				Grupos Funcionales [D]			
log(biomasa) ~ amb * temp + (1 local/cent); family = "gaussian"				grupfunc ~ amb * temp + (1 local/cent); family = "poisson"			
Predictores	IRR	IC	p-valor	Predictores	IRR	IC	p-valor
Intercepto	5,80	5,25 – 6,35	<0,001	Intercepto	2,82	1,82 – 4,37	<0,001
amb [BO]	2,66	2,03 – 3,30	<0,001	amb [BO]	3,96	2,55 – 6,15	<0,001
amb [HH]	2,08	1,35 – 2,81	<0,001	amb [HH]	2,84	1,76 – 4,58	<0,001
amb [HM]	2,83	2,07 – 3,59	<0,001	amb [HM]	2,81	1,75 – 4,50	<0,001
amb [SA]	2,91	2,20 – 3,61	<0,001	amb [SA]	4,47	2,84 – 7,05	<0,001
temp [IN]	0,76	0,05 – 1,48	0,04	temp [IN]	1,07	0,63 – 1,81	0,80
amb [BO] * temp [IN]	-1,10	-1,95 – -0,26	0,01	amb [BO] * temp [IN]	0,81	0,47 – 1,40	0,45
amb [HH] * temp [IN]	-2,31	-3,59 – -1,03	<0,001	amb [HH] * temp [IN]	0,48	0,22 – 1,06	0,07
amb [HM] * temp [IN]	-0,01	-1,01 – 0,99	0,98	amb [HM] * temp [IN]	0,80	0,44 – 1,47	0,47
amb [SA] * temp [IN]	-0,82	-1,84 – 0,21	0,12	amb [SA] * temp [IN]	0,78	0,43 – 1,39	0,40
Efectos Aleatorios				Efectos Aleatorios			
σ^2	0,71	Nº cent	64	σ^2	0,13	Nº cent	64
τ_{00} cent:local	0,00	Nº local	10	τ_{00} cent:local	0,00	Nº local	10
τ_{00} local	0,00	Observaciones	137	τ_{00} local	0,04	Observaciones	137
ICC	-			ICC	-		
R²: Marginal/Condicional		0,56/0,56		R²: Marginal/Condicional		0,64/0,64	

Riqueza Funcional (FRic) [E]				Divergencia Funcional (FDiv) [F]			
FRic ~ amb * temp + (1 local/cent); family = "gaussian"				FDiv ~ amb * temp + (1 local/cent); family = "gaussian"			
Predictores	IRR	IC	p-valor	Predictores	IRR	IC	p-valor
Intercepto	0,02	0,00 – 0,04	0,02	Intercepto	0,75	0,66 – 0,83	<0,001
amb [BO]	0,04	0,02 – 0,06	<0,001	amb [BO]	0,13	0,04 – 0,23	0,007
amb [HH]	0,03	0,01 – 0,05	0,01	amb [HH]	0,13	0,02 – 0,23	0,016
amb [HM]	0,04	0,02 – 0,06	<0,001	amb [HM]	0,10	-0,01 – 0,21	0,070
amb [SA]	0,06	0,04 – 0,08	<0,001	amb [SA]	0,11	0,01 – 0,22	0,031
temp [IN]	-0,01	-0,03 – 0,01	0,52	temp [IN]	-0,03	-0,14 – 0,07	0,531
amb [BO] * temp [IN]	0,00	-0,02 – 0,03	0,70	amb [BO] * temp [IN]	0,01	-0,11 – 0,13	0,929
amb [HH] * temp [IN]	-0,01	-0,04 – 0,02	0,40	amb [HH] * temp [IN]	-0,01	-0,17 – 0,15	0,896
amb [HM] * temp [IN]	0,00	-0,02 – 0,02	0,96	amb [HM] * temp [IN]	-0,01	-0,14 – 0,13	0,940
amb [SA] * temp [IN]	0,00	-0,02 – 0,02	0,94	amb [SA] * temp [IN]	0,02	-0,12 – 0,15	0,808
Efectos Aleatorios				Efectos Aleatorios			
σ^2	0,00	Nº cent	61	σ^2	0,01	Nº cent	61
τ_{00} cent:local	0,00	Nº local	10	τ_{00} cent:local	0,00	Nº local	10
τ_{00} local	0,00	Observaciones	131	τ_{00} local	0,00	Observaciones	131
ICC	0,53			ICC	0,04		
R²: Marginal/Condicional		0,47/0,75		R²: Marginal/Condicional		0,19/0,23	

8.10.3. Efectos de la forestación en el paisaje

Tabla 8-11. Resultados de los GLMM, de los efectos de la superficie forestada del paisaje en la diversidad local de pastizales y bajos. Para cada una de las seis variables de respuesta se explicita la fórmula del modelo (sintaxis original para el paquete "glmmTMB", previo a la simplificación del modelo con la función step()) y la familia de distribución empleada (Poisson o Gaussian). **Referencias:** IRR: Incidence Rate Ratio. Est.: Estimaciones del modelo (solo para FRic); IC: Intervalo de confianza. Coeficiente de determinación; R² Marginal: Varianza explicada por los efectos fijos; R² Condicional: Varianza explicada por los efectos fijos más los efectos aleatorios. **Nota:** Se usa el asterisco "*" para señalar interacción entre variables explicativas. En verde se señalan los p valores < 0.05. Se resalta la variable de paisaje de interés: "área.af" (porcentaje de área forestada) cuyos efectos fueron representados gráficamente en los resultados.

Riqueza (total) [A]				Riqueza (especialistaamb. abiertos) [B]			
riq.tot ~ area.bo + dist.bo + area.sa + area.cu + area.af * amb*temp (1 local/cent) family = "poisson"				riq.abi ~ area.bo + dist.bo + area.sa + area.cu + area.af * amb*temp (1 local/cent) family = "poisson"			
Predictores	IRR	IC	p-valor	Predictores	IRR	IC	p-valor
(Intercept)	16.55	13.40 – 20.45	<0.001	(Intercept)	10.46	8.00 – 13.69	<0.001
area.bo	0.61	0.51 – 0.75	<0.001	area.bo	0.59	0.47 – 0.74	<0.001
dist.bo	0.71	0.62 – 0.81	<0.001	dist.bo	0.77	0.67 – 0.89	<0.001
area.af	0.56	0.44 – 0.72	<0.001	area.af	0.56	0.41 – 0.77	<0.001
amb [HM]	0.51	0.35 – 0.74	<0.001	amb [HM]	0.53	0.34 – 0.83	0.006
temp [IN]	0.30	0.16 – 0.58	<0.001	temp [IN]	0.21	0.09 – 0.50	<0.001
area.af * amb [HM]	1.50	1.08 – 2.08	0.015	area.af * amb [HM]	1.38	0.92 – 2.07	0.123
area.af * temp [IN]	1.81	1.20 – 2.73	0.005	area.af * temp [IN]	2.28	1.39 – 3.74	0.001
amb [HM] * temp [IN]	5.14	1.98 – 13.31	0.001	amb [HM] * temp [IN]	8.69	2.60 – 29.02	<0.001
Observaciones	38			Observaciones	38		
R ² : Marginal/Condicional:		0,60/NA		R ² : Marginal/Condicional:		0,58/NA	
Abundancia (total) [C]				Abundancia (especialistaamb. abiertos) [D]			
abu.tot ~ area.bo + dist.bo + area.sa + area.cu + area.af * amb*temp (1 local/cent) family = "poisson"				abu.abi ~ area.bo + dist.bo + area.sa + area.cu + area.af * amb*temp (1 local/cent) family = "poisson"			
Predictores	IRR	IC	p-valor	Predictores	IRR	IC	p-valor
(Intercept)	44.34	30.38 – 64.72	<0.001	(Intercept)	34.19	20.55 – 56.88	<0.001
area.bo	0.61	0.45 – 0.82	0.001	area.bo	0.52	0.35 – 0.78	0.001
dist.bo	0.73	0.61 – 0.88	0.001	dist.bo	0.83	0.65 – 1.05	0.128
area.sa	1.16	0.69 – 1.95	0.565	area.sa	1.62	0.81 – 3.25	0.173
area.cu	1.01	0.92 – 1.11	0.784	area.cu	1.07	0.95 – 1.21	0.290
area.af	0.88	0.59 – 1.31	0.520	area.af	0.66	0.38 – 1.14	0.135
amb [HM]	0.49	0.30 – 0.81	0.005	amb [HM]	0.42	0.22 – 0.81	0.010
temp [IN]	0.24	0.12 – 0.46	<0.001	temp [IN]	0.23	0.09 – 0.60	0.003
area.af * amb [HM]	0.87	0.54 – 1.41	0.571	area.af * amb [HM]	1.27	0.66 – 2.43	0.479
area.af * temp [IN]	2.04	1.21 – 3.44	0.008	area.af * temp [IN]	1.48	0.67 – 3.25	0.331
amb [HM] * temp [IN]	5.38	2.50 – 11.57	<0.001	amb [HM] * temp [IN]	5.95	2.02 – 17.54	0.001
(area.af * amb [HM]) * temp [IN]	0.34	0.18 – 0.64	0.001	(area.af * amb [HM]) * temp [IN]	0.43	0.18 – 1.04	0.062
Observaciones	38			Observaciones	38		
R ² : Marginal/Condicional:		0,91/NA		R ² : Marginal/Condicional:		0,93/NA	
GrupoFuncionales [E]				Riqueza Funcional (FRic) [F]			
grupfun ~ area.bo + dist.bo + area.sa + area.cu + area.af * amb*temp (1 local/cent) family = "poisson"				FRic ~ area.bo + dist.bo + area.sa + area.cu + area.af * amb*temp (1 local/cent) family = "gaussian"			
Predictores	IRR	IC	p-valor	Predictores	Est.	IC	p-valor
(Intercept)	9.76	7.49 – 12.70	<0.001	(Intercept)	0.04	0.03 – 0.05	<0.001
area.bo	0.68	0.54 – 0.86	0.001	area.bo	-0.02	-0.03 – -0.01	<0.001
dist.bo	0.75	0.63 – 0.88	<0.001	dist.bo	-0.01	-0.02 – -0.01	<0.001
area.af	0.59	0.44 – 0.80	0.001	area.cu	0.00	0.00 – 0.01	0.046
amb [HM]	0.72	0.50 – 1.05	0.092	area.af	-0.01	-0.01 – 0.00	0.091
area.af * amb [HM]	1.89	1.31 – 2.72	0.001	(Intercept)	0.02	0.01 – 0.02	
Observaciones	38			Observaciones	38		
R ² : Marginal/Condicional:		0,50/NA		R ² : Marginal/Condicional:		0,45/NA	

8.10.4. Problemas de Ajuste: datos de los grupos funcionales

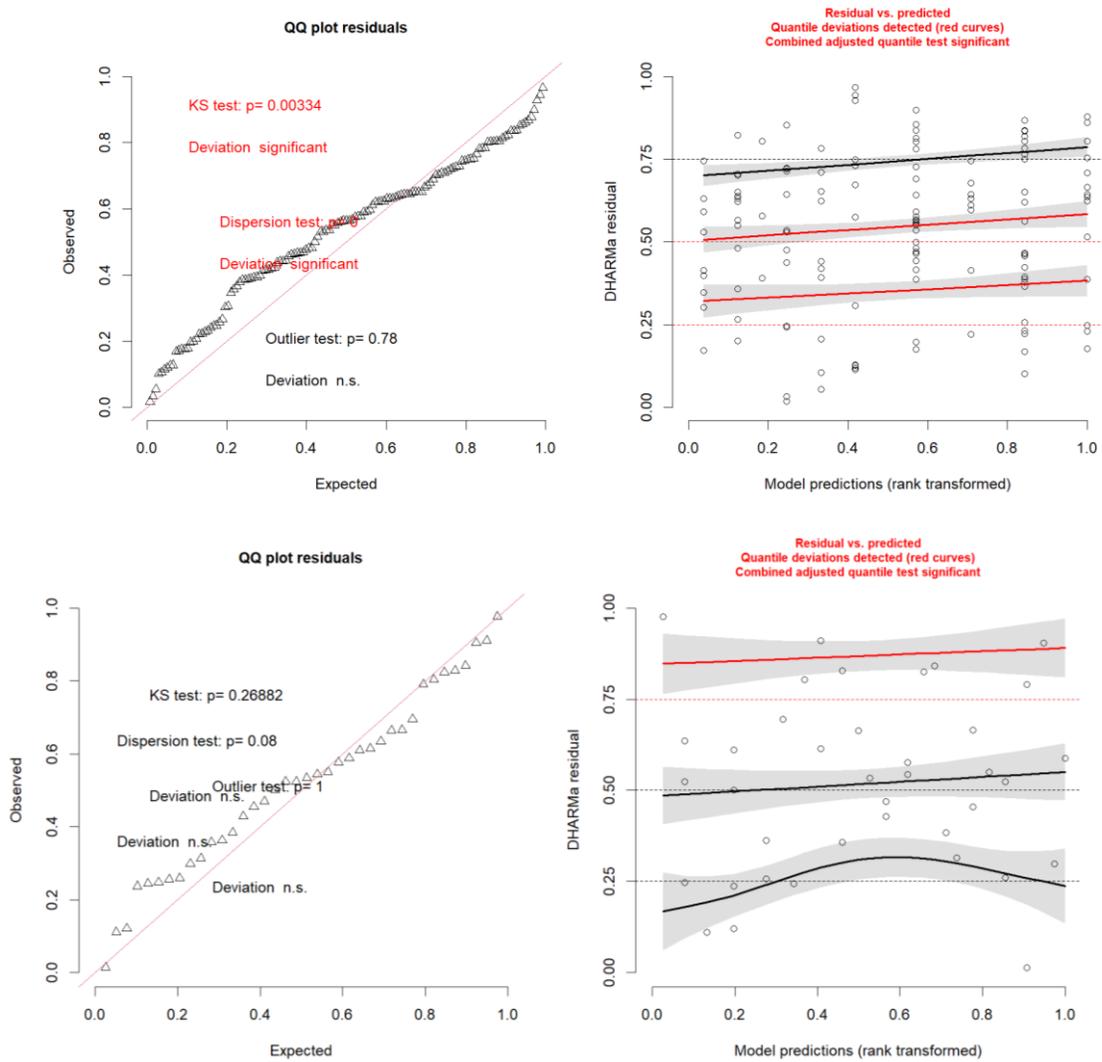


Figura 8.4 – Problemas de ajuste en los modelos con los datos de los Grupos Funcionales. Gráficos para el análisis de residuos mediante la función `simulateResiduals()`, de la librería `library(DHARMA)`. **Arriba:** residuos de la estimación de los grupos funcionales promedio según tipo de ambiente (Figura 5.5 d; Tabla 8-11 d). **Abajo:** residuos de la estimación del promedio de grupos funcionales en función del área de forestación en el paisaje (entre otras covariables) (Figura 5.6 e; Tabla 8-11 e).