



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Departamento de Ecología, Genética y Evolución

## **Las aves como indicadoras de la degradación del bosque de Espinal con ganadería en Entre Ríos**

Tesis presentada para optar al título de Doctora de la  
Universidad de Buenos Aires en el área Ciencias Biológicas

**Lic. Flavia Romina Barzan**

Director de tesis: Dr. Sebastián Dardanelli

Director adjunto: Dra. Laura Bellis

Consejero de estudios: Dr. Regino Cavia

Lugar de trabajo: Estación Experimental Agropecuaria Paraná, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

Centro de Investigación Científica y de Transferencia Tecnológica a la Producción (CICyTTP, CONICET - Entre Ríos - UADER)

Buenos Aires, mayo 2024

# Las aves como indicadores de la degradación del bosque de Espinal con ganadería en Entre Ríos

## Resumen

Ante la demanda global de conciliar la producción de alimentos con la conservación de la biodiversidad, la evaluación del estado ecológico de los ecosistemas es clave para un manejo ganadero sostenible. Esta tesis tiene como objetivo desarrollar indicadores de degradación del bosque de Espinal con ganadería en Entre Ríos, basado en aves. Se realizaron muestreos de aves y vegetación, y se calculó la intensidad de pastoreo en 30 establecimientos ganaderos. Se consideraron diferentes niveles (comunidades, gremios y especies individuales) para explorar el potencial de las aves como indicadores. Específicamente, se evaluó: 1) el impacto del pastoreo en la riqueza y abundancia de aves a escala global; 2) la relación entre la diversidad funcional y taxonómica de aves con la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo; 3) la relación entre la riqueza y abundancia de gremios, basados en la altura que utilizan en mayor proporción para alimentarse (suelo, sotobosque y estrato arbóreo), con las condiciones del bosque, y explorar asociaciones especie-específicas; 4) la relación entre la riqueza y abundancia de gremios y la estructura del bosque a escala local, utilizando mediciones a campo, y a escala de paisaje, utilizando índices de textura derivados de sensores remotos. Se halló que mayores coberturas del dosel y diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles favorecen la diversidad funcional y taxonómica de aves. Altas densidades de árboles y coberturas de arbustos disminuyen la diversidad funcional, afectando los requerimientos de alimentación, nidificación y hábitat para las aves. Se identificaron tres condiciones de bosque: maduro, denso y áreas abiertas. En las áreas abiertas, las aves del suelo, sotobosque y estrato arbóreo fueron menos abundantes y ricas. Los bosques densos presentaron la mayor abundancia y riqueza de aves del sotobosque. Los bosques maduros tuvieron mayor abundancia y riqueza de aves del estrato arbóreo y del suelo, y valores intermedios de aves del sotobosque. Los gremios de aves mostraron respuestas específicas a la estructura del bosque a distintas escalas espaciales. La escala local resultó más relevante para las aves del suelo y del estrato arbóreo, mientras que la escala de paisaje fue más significativa para las aves del sotobosque. Se encontraron especies indicadoras de cada condición del bosque. La diversidad funcional de aves y la presencia de especies individuales podrían ser indicadoras de la condición del bosque, permitiendo monitorear estos sistemas y tomar decisiones de manejo, como la utilización de bajas cargas ganaderas o la restauración del bosque mediante clausuras en las condiciones más degradadas. Asimismo, se destaca el potencial de los índices de textura para discriminar las condiciones de degradación del bosque y predecir la diversidad de los distintos gremios de aves, facilitando la evaluación de patrones de distribución en relación a la estructura del bosque a escala de paisaje.

**Palabras claves:** sobrepastoreo, diversidad funcional, índices de textura, teledetección, intensidad de pastoreo.

# Birds as indicators of Espinal forest degradation under livestock grazing in Entre Ríos

## Abstract

Assessing the ecological status of ecosystems is crucial to achieving sustainable livestock management. The thesis aims to develop ecological indicators for assessing forest degradation resulting from livestock grazing in the Entre Ríos Espinal forest, using birds as a case study. For this purpose, bird and vegetation sampling was performed and grazing intensity was calculated in 30 livestock grazing farms. We considered different levels (community, guild, and individual species) to explore the potential use of birds as indicators. We analyzed: 1) the impact of livestock grazing on bird richness and abundance at a global scale; 2) the relationship between bird functional and taxonomic diversity with forest structure and grazing intensity; 3) the relationship between the richness and abundance of bird foraging height guilds (ground, understory, and canopy) with forest conditions, and we explored species-specific associations; 4) the relationship between the richness and abundance of bird foraging height guilds with forest structure at local scale, using field-based measurements, and at landscape scale, using texture indices from remote sensing. We found that high canopy cover and DBH benefited bird functional and taxonomic diversity. High densities of trees and shrub cover reduced bird functional diversity, affecting the availability of resources, such as food, for birds. We found three forest conditions: mature forests, dense forests, and open areas (savannahs and grasslands). Open areas showed lower richness and abundance of ground, understory, and canopy foraging birds. Dense forests showed higher richness and abundance of understory foraging birds than mature forests and open areas. Thus, understory foraging birds could be an indicator of dense forests. Mature forests showed intermediate values of richness and abundance of understory foraging birds, while high values of ground and canopy foraging birds. Additionally, bird height foraging guilds showed differential responses to forest structure at different scales. The local scale was more relevant for ground and canopy birds, while the landscape scale was more significant for understory birds. We also identified indicator species for each forest condition. Therefore, bird functional diversity and the indicator species could be used as indicators of Espinal forest conditions, allowing monitoring and management decisions, such as low grazing intensities or forest restoration through cattle closure in highly degraded forest conditions. Furthermore, we highlight the potential use of texture indices for characterizing forest degradation conditions and predicting bird foraging guilds, allowing us to assess distribution patterns in relation to forest structure at a landscape scale.

**Keywords:** overgrazing, functional diversity, texture indices, remote sensing, grazing intensity.

## Agradecimientos

---

En primer lugar, agradezco a mis directores de tesis, Sebastián Dardanelli y Laura Bellis, por haber confiado en mí para hacer esta tesis e impulsarme en mi carrera científica. Por su paciencia para responder todas las preguntas y leer infinitas versiones de manuscritos y capítulos de la tesis y por haberme guiado y acompañado en todos estos años. Fueron unos grandes maestros y un ejemplo a seguir.

A mi consejero de estudio, Dr. Regino Cavia, a la subcomisión de doctorado y a todo el personal de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA que me permitieron seguir avanzando en mis estudios. Agradezco principalmente a Graciela Chiappini “Gachi”, por su paciencia y ayuda administrativa desde la distancia.

A los miembros del jurado por haber aceptado gentilmente corregir esta tesis. Sus comentarios y sugerencias ayudaron a mejorar y enriquecer la calidad de la tesis.

A los 30 productores ganaderos, que nos abrieron sus tranqueras para poder realizar este trabajo. Por sus compromisos por trabajar juntos en un mundo dónde la producción sea compatible con la conservación de la biodiversidad.

A la EEA-Paraná, INTA por haberme dado el lugar de trabajo durante 5 años de mi beca doctoral.

A todos los integrantes del departamento de Recursos Naturales y Gestión Ambiental del INTA, que hicieron comfortable mi paso por la EEA-Paraná en esos años, acompañando talleres, reuniones y festejos con asados.

A Sonia, Noe, Laura de la EEA-Paraná, por haberme incorporado en su grupo de trabajo, por la paciencia que tienen y su amabilidad. Estoy infinitamente agradecida por toda su ayuda y apoyo, no solo en lo académico y profesional sino también en lo personal. Son unas excelentes personas que hicieron de mi paso por el INTA una experiencia inolvidable.

Agradezco a Alejandra Cuatrín por su ayuda en estadística. A Lucrecia Lezama por su ayuda en el área de ganadería y por su aporte fundamental en la construcción del índice de intensidad de pastoreo que se utilizó en este trabajo. A Ana Wingeyer por su aporte en la medición de las variables del suelo.

A Estela Rodriguez, Pablo Aceñolaza y Pamela Zamboni del Centro Regional de Geomática (CeReGEO–UADER–CONICET) por haber llevado a delante el relevamiento a campo de vegetación.

Al CICyTTP de CONICET en Diamante, que fue mi lugar del trabajo durante el último tramo de mi tesis doctoral. Agradezco enormemente por haberme recibido con los brazos abiertos y a todo el personal del centro por la buena predisposición y compromiso por la investigación. En especial agradezco a los integrantes del Laboratorio de Ornitología, a Fabri y Emo, que me hicieron sentir más que bienvenida en el lab.

A los nuevos amigos que hice en este recorrido, entre cursos de posgrados, pandemia y congresos: Luna, Paula, Maila, Lean y Martin. Cada uno estuvo presente para solventar dudas estadísticas, de SIG, administrativas y compartir risas.

A Ceci y Balti, la familia de Sebas, por abrirme la puerta de su casa, compartir momentos hermosos llenos de risas y juegos. Son una familia hermosa y agradezco su compañía y apoyo principalmente en la última etapa de mi tesis.

A todas las personas que conocí en Oro Verde, la ciudad donde viví estos 6 años de mi tesis doctoral. A Zulma y las chicas de yoga-pilates, a Carlos y Joana que me ayudaron en cierta forma en este recorrido, dándome apoyo, energía y confianza.

A la familia de Lauti, en especial a Patricia, Juancho y Anya. Son unas personas hermosas que a pesar de la distancia y de los momentos difíciles siempre estuvieron presentes.

A mi familia, y en especial a mi abuela Carolina. Si bien durante estos años de doctorado no pude verlos con la frecuencia que hubiera querido, siempre estuvieron ahí apoyando.

A mi papá por acercarme la ciencia desde pequeña, mostrándome libros de astronomía y física para apaciguar mi mente curiosa sobre los misterios del cosmos.

A mi mamá por alimentar mi amor y respeto por la naturaleza.

A mi hermano Luca por contagiar su creatividad que traspasa los límites de la música y en cierta medida son reflejados en esta tesis.

A mi familia multi especie compuesta por mi perro Vaco, y mi gata Sasha, que me llenan el corazón y el alma de alegría con solo la simpleza de su presencia.

A Lauti por su apoyo incondicional para que todo sea posible. A pesar de todas las pruebas que nos puso la vida, incluyendo la distancia que nos separa en los últimos años, nuestro amor sigue y cada día es más fuerte.

Este trabajo fue posible gracias a los fondos de FONTAGRO [FTG/RF-15461-RG], INTA [PNNAT 1128053] y FONCyT [PICT 2019-1161]. Además, CONICET que financió mi beca doctoral.

Por último, no quería dejar de mencionar al monte del Espinal y a las aves, sin ellos esta tesis no hubiera sido posible.

*A mis abuelos*

# Índice

---

|                                                                                                        |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Resumen .....                                                                                          | I   |
| Abstract.....                                                                                          | II  |
| Agradecimientos.....                                                                                   | III |
| Capítulo I: Introducción .....                                                                         | 2   |
| 1.1. Ganadería en bosques nativos .....                                                                | 2   |
| 1.2. Objetivos .....                                                                                   | 7   |
| 1.3. Organización de la tesis .....                                                                    | 8   |
| Capítulo II: Efecto de la ganadería sobre la diversidad de aves: un meta-análisis a escala global..... | 11  |
| 2.1. Introducción .....                                                                                | 11  |
| 2.2. Métodos .....                                                                                     | 12  |
| 2.2.1. Búsqueda de literatura y extracción de datos .....                                              | 12  |
| 2.2.2. Análisis de datos .....                                                                         | 14  |
| 2.3. Resultados .....                                                                                  | 15  |
| 2.3.1. Análisis descriptivos .....                                                                     | 15  |
| 2.3.2. Abundancia y riqueza de especies de aves .....                                                  | 16  |
| 2.3.3. Sesgos en la publicación .....                                                                  | 20  |
| 2.4. Discusión.....                                                                                    | 21  |
| 2.5. Conclusión .....                                                                                  | 23  |
| Capítulo III: Materiales y Métodos.....                                                                | 25  |
| 1.1. Área de estudio.....                                                                              | 25  |
| 1.1.1. La ecorregión del Espinal .....                                                                 | 25  |
| 1.1.2. El distrito del Ñandubay.....                                                                   | 26  |
| 1.1.3. Estado de conservación del distrito del Ñandubay .....                                          | 27  |
| 1.1.4. Las aves del distrito del Ñandubay en Entre Ríos.....                                           | 29  |
| 1.1.5. Los sistemas ganaderos familiares del Espinal de Entre Ríos .....                               | 30  |
| 1.2. Diseño de muestreo .....                                                                          | 31  |
| 1.2.1. Selección de los sitios de muestreo .....                                                       | 31  |
| 1.2.2. Relevamiento de aves .....                                                                      | 33  |
| 1.2.3. Relevamiento de variables ambientales .....                                                     | 34  |
| Capítulo IV: Diversidad funcional y taxonómica de aves en el Espinal entrerriano .....                 | 37  |
| 4.1. Introducción .....                                                                                | 37  |
| 4.2. Métodos .....                                                                                     | 38  |
| 4.2.1. Índices de diversidad funcional y taxonómica de aves .....                                      | 39  |
| 4.2.2. Análisis estadísticos .....                                                                     | 42  |
| 4.3. Resultados .....                                                                                  | 43  |

|                                                                                                                                  |            |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.3.2. Variables predictoras de la diversidad funcional y taxonómica de aves.....                                                | 44         |
| 4.3.3. Variables predictoras de la composición funcional de aves.....                                                            | 49         |
| 4.4. Discusión.....                                                                                                              | 51         |
| 4.5. Conclusión .....                                                                                                            | 54         |
| <b>Capítulo V: Gremios de altura de alimentación y especies indicadoras en distintas condiciones de bosque del Espinal .....</b> | <b>56</b>  |
| 5.1. Introducción .....                                                                                                          | 56         |
| 5.2. Métodos .....                                                                                                               | 57         |
| 5.2.1. Gremios de altura de alimentación de las aves .....                                                                       | 57         |
| 5.2.2. Análisis estadísticos .....                                                                                               | 58         |
| 5.3. Resultados .....                                                                                                            | 59         |
| 5.3.1. Caracterización de las condiciones del bosque .....                                                                       | 59         |
| 5.3.2. Respuesta de los gremios de altura de alimentación a las condiciones del bosque .....                                     | 61         |
| 5.3.3. Especies indicadoras de la condición del bosque .....                                                                     | 62         |
| 5.4. Discusión.....                                                                                                              | 64         |
| 5.5. Conclusión .....                                                                                                            | 67         |
| <b>Capítulo VI: Respuesta de las aves a la degradación del bosque: un análisis a múltiples escalas .....</b>                     | <b>69</b>  |
| 6.1. Introducción .....                                                                                                          | 69         |
| 6.2. Métodos .....                                                                                                               | 70         |
| 6.2.1. Caracterización de la estructura del bosque a escala local .....                                                          | 70         |
| 6.2.2. Caracterización de la estructura del bosque a escala del paisaje.....                                                     | 71         |
| 6.2.3. Análisis estadísticos .....                                                                                               | 72         |
| 6.3. Resultados .....                                                                                                            | 73         |
| 6.3.1. Caracterización de la estructura del bosque a diferentes escalas espaciales.....                                          | 73         |
| 6.3.3. Respuesta de las aves a la estructura del bosque a múltiples escalas espaciales .....                                     | 77         |
| 6.4. Discusión .....                                                                                                             | 80         |
| 6.5. Conclusión.....                                                                                                             | 82         |
| <b>Capítulo VII: Discusión general.....</b>                                                                                      | <b>84</b>  |
| 7.1. Discusión.....                                                                                                              | 84         |
| 7.2. Recomendaciones para un manejo ganadero sustentable .....                                                                   | 86         |
| 7.3. Limitaciones del estudio .....                                                                                              | 88         |
| 7.4. Consideraciones finales y desafíos a futuro .....                                                                           | 89         |
| <b>Bibliografía .....</b>                                                                                                        | <b>90</b>  |
| <b>Anexo 1 .....</b>                                                                                                             | <b>111</b> |
| <b>Anexo 2 .....</b>                                                                                                             | <b>118</b> |
| <b>Anexo 3 .....</b>                                                                                                             | <b>125</b> |
| <b>Anexo 4 .....</b>                                                                                                             | <b>132</b> |

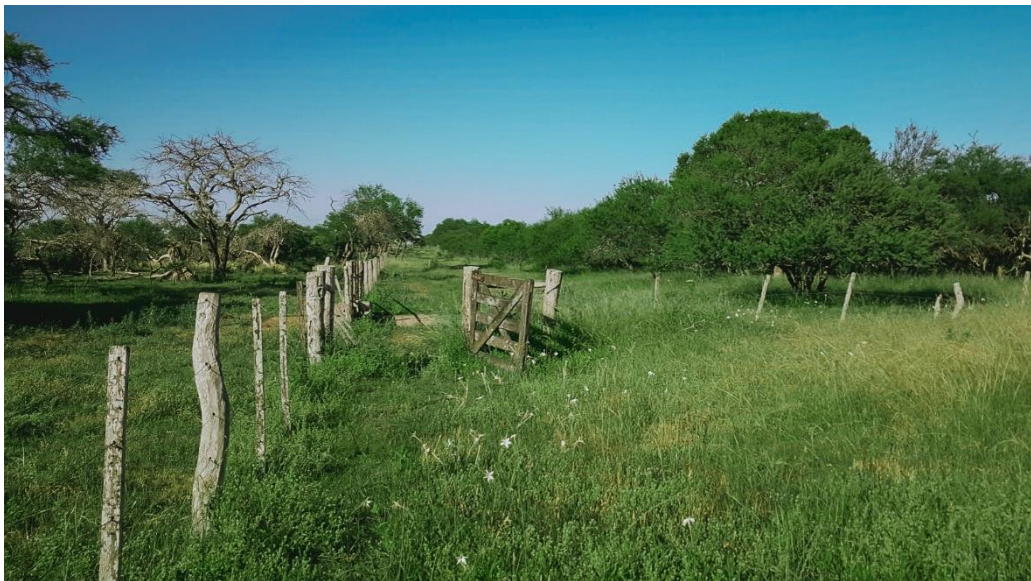


# Capítulo I

## Introducción

*“El universo les pertenece a quienes,  
al menos en cierta medida, lo han descifrado.”*

Carl Sagan



# Capítulo I: Introducción

---

## 1.1. Ganadería en bosques nativos

La producción ganadera ha aumentado notablemente desde la década de 1960 (FAO, 2009; Speedy, 2003), abarcando aproximadamente el 60% de la superficie terrestre, incluyendo pastizales, bosques y humedales (Alexandratos & Bruinsma, 2012; Alkemade et al., 2013; Bock et al., 1993; Godde et al., 2018). La producción total de carne se triplicó entre 1980 y 2002, aumentando de 45 a 134 millones de toneladas en los países en desarrollo, y se proyecta que su demanda aumente un 70% para el año 2050 (Alexandratos & Bruinsma, 2012; Godde et al., 2018; Thornton, 2010), lo que augura reducciones más drásticas de los ambientes naturales. La ganadería en bosques es una de las principales amenazas para su conservación a nivel mundial, ya que conduce a la degradación, reducción y cambios en la cobertura y usos del suelo, así como a la pérdida de biodiversidad (Abbasi et al., 2016; Alkemade et al., 2013; Li & Jiang, 2021; Pereira et al., 2010). Asimismo, afecta la calidad y cantidad de contribuciones de la naturaleza (Li & Jiang, 2021), es decir, los beneficios que los ecosistemas naturales proporcionan a la calidad de vida de las personas (Díaz et al., 2018). A pesar de esto, el efecto del pastoreo sobre los bosques ha sido menos estudiado (Eldridge et al., 2016; Silva et al., 2019) debido a que son considerados de menor productividad ganadera en comparación con otros ambientes, como por ejemplo los pastizales (Li & Jiang, 2021). Por lo tanto, uno de los mayores desafíos que enfrenta la conservación de la biodiversidad en la era del Antropoceno radica en lograr un compromiso entre la producción de alimentos y la conservación (Tscharntke et al., 2012).

Históricamente en Argentina, la ganadería se concentró en las pampas húmedas y sabanas. Sin embargo, en las últimas tres décadas la ganadería ha sido trasladada, principalmente a áreas boscosas en las regiones centro-este y noroeste del país, debido a la expansión de los cultivos en la región pampeana (Nanni et al., 2020). En Entre Ríos, los bosques nativos de Espinal han sido utilizados para la ganadería desde la época colonial. En el sector norte de Entre Ríos, los bosques continúan siendo utilizados para ganadería, debido a la falta de aptitud del suelo para la agricultura, mientras que en el centro-sur de Entre Ríos, el bosque ha sido desmontado para cultivo, principalmente de soja en las últimas décadas. En la provincia, la superficie de bosque nativo se redujo en un 70% entre 1914 y 2016 (Muñoz et al., 2005; SAyDS, 2007). Agravando esta situación, el sobrepastoreo, provocado por una asignación de cargas ganaderas por encima de la capacidad de carga ambiental (Sabattini et al., 2009a; Sabattini et al., 2009b; SAyDS, 2006), limitó la regeneración natural de los bosques del Espinal, y su integridad ecosistémica, provocando fuertes modificaciones en su composición florística, estructura y funcionamiento (SAyDS, 2006). Estos cambios han generado estados estructural y funcionalmente diversos, con diferentes condiciones ecológicas que afectan negativamente la provisión de contribuciones de la naturaleza y la calidad de hábitat para la fauna silvestre a la vez que conducen a una producción ganadera inferior a su potencial (Ghazoul & Chazdon, 2017; Rojido et al., 2021; Spahn, 2013).

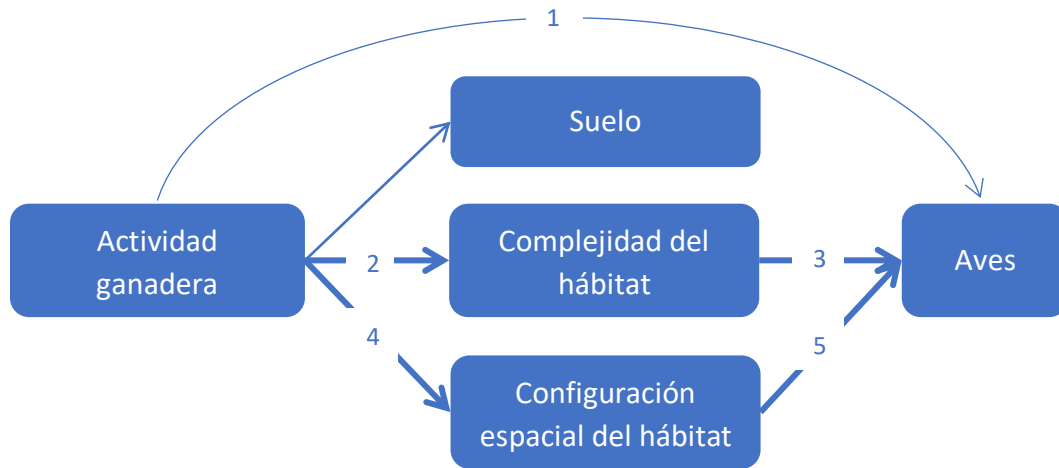
En general, el efecto de la actividad ganadera abarca la actividad actual e histórica. La actividad ganadera actual depende de la frecuencia e intensidad del pastoreo. La actividad ganadera histórica involucra prácticas de manejo realizadas en el pasado para mejorar la

producción, que han influenciado la estructura actual del bosque. Estas prácticas incluyen el uso de fuego para mejorar la calidad del forraje, la remoción de arbustos para aumentar la superficie de pastoreo y la tala selectiva para obtener madera para postes. Entre los cambios ambientales producidos por el pastoreo se destacan: 1) cambios en la complejidad estructural de la vegetación, 2) compactación y destrucción de las capas superficiales del suelo, 3) cambios en la disponibilidad de nutrientes, y 4) el reemplazo de especies nativas por otras especies nativas con diferentes roles funcionales (Díaz et al., 2007; Neilly et al., 2016). Las alteraciones en la estructura de la vegetación pueden ser mayores debido a las prácticas de manejo asociadas al pastoreo, como la tala selectiva de árboles o la remoción de arbustos (Dorrough et al., 2012; Martin & McIntyre, 2007). Particularmente, sitios con sobrepastoreo prolongado presentan bosques degradados (Spahn, 2013), evidenciados por una simplificación de la estructura vertical con un estrato bajo abierto o un aumento en la cobertura de arbustos (i.e., proceso conocido como arbustización) y, en casos extremos, con una alta proporción de suelo desnudo y erosión de suelos (Sabattini et al., 2009a; Sabattini et al., 2009b; SAyDS, 2007). Por consiguiente, la degradación del bosque involucra cambios en su estructura, composición y función (Ghazoul & Chazdon, 2017). Estos cambios tienen consecuencias negativas para la biodiversidad, comprometiendo diversos taxones de flora y fauna silvestre (Filazzola et al., 2020; Herrero-Jáuregui & Oesterheld, 2018; Li & Jiang, 2021; Mazzini et al., 2018; Neilly et al., 2016).

Las aves son un grupo particularmente sensible a los cambios en la cantidad y calidad del bosque (Albanesi et al., 2014; García et al., 2008; MacArthur & MacArthur, 1961; Macchi et al., 2013) y son afectadas por las actividades ganaderas (Fig. 1.1). La actividad ganadera puede tener un efecto directo sobre las aves (Fig. 1.1; flecha 1) al disminuir el éxito reproductivo de algunas especies a través del pisoteo de sus nidos durante el pastoreo (Hartway & Mills, 2012) o efectos indirectos. Los efectos indirectos se producen a través de los cambios en la estructura vertical y composición de la vegetación, es decir en la complejidad del hábitat (Fig. 1.1; flecha 3 vía flecha 2). La actividad ganadera simplifica la complejidad de la vegetación (Fig. 1.1; flecha 2) al disminuir la cobertura herbácea, la altura del pasto, la cobertura de arbustos y la regeneración de árboles, y aumenta la erosión del suelo y la cobertura de suelo desnudo (Landsberg et al., 2003; Li & Jiang, 2021). Asimismo, la actividad ganadera también puede promover la arbustización a través de la proliferación de arbustos tolerantes al pastoreo (Asner et al., 2004; Roques et al., 2001). Las aves responden a los cambios en la estructura del bosque inducidos por la ganadería (Fig. 1.1; flecha 3) ya que se modifican la disponibilidad de recursos para nidificar, alimentarse y refugiarse (Filazzola et al., 2020; Landsberg et al., 2003; Neilly et al., 2016; Whitehorne et al., 2011).

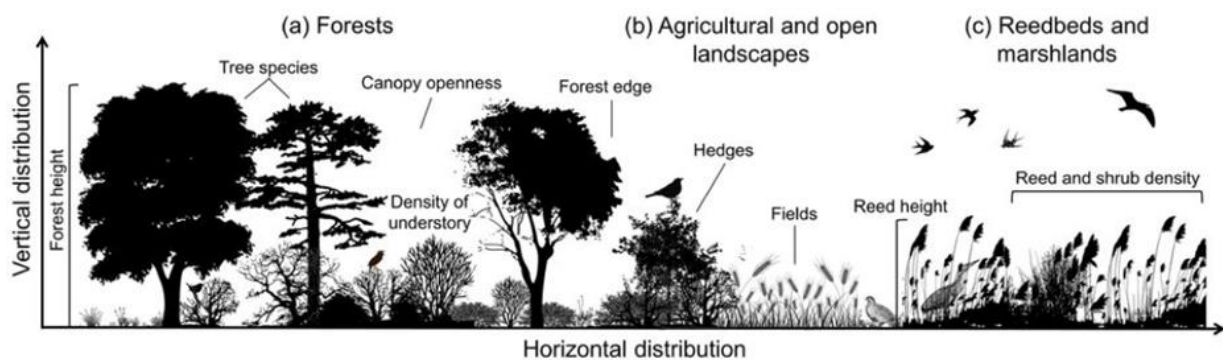
No obstante, la respuesta de las aves a estos cambios ambientales dependerá de la intensidad de pastoreo, el contexto del paisaje y las historias de vida de las especies (Neilly et al., 2016). Por ejemplo, las aves que se alimentan y nidifican en el suelo o en el sotobosque son afectadas negativamente por altas intensidades de pastoreo, mientras que las especies que utilizan el estrato arbóreo para alimentarse se ven menos afectadas (Bock & Bock, 1999; Dardanelli et al., 2022; Kutt et al., 2012; Martin & Possingham, 2005; Neilly & Schwarzkopf, 2019). Por el contrario, algunas especies se benefician con ambientes abiertos y una estructura de la vegetación simplificada promovida por las altas intensidades de pastoreo o por la arbustización producto del sobrepastoreo prolongado (Dardanelli et al., 2022; Val et al., 2018). Por lo tanto, la estructura del hábitat podría actuar como un filtro ambiental, determinando el establecimiento

y persistencia de especies de aves con rasgos tolerantes a una condición estructural del hábitat en particular (Kraft et al., 2015). Como resultado, se espera que la composición de las comunidades de aves cambie en respuesta a las modificaciones del hábitat inducidas por las actividades ganaderas.



**Fig. 1.1.** Esquema conceptual hipotético del efecto de la actividad ganadera sobre las aves. El grosor de las flechas indica la magnitud de la relación.

Cuando se considera la influencia de la estructura del hábitat sobre las aves, es crucial considerar las dimensiones vertical y horizontal de la vegetación que operan a distintas escalas espaciales. Ambas dimensiones caracterizan de manera complementaria y diferente a la estructura del hábitat para las aves (Culbert et al., 2013). Además, los organismos seleccionan el hábitat a múltiples escalas, por lo que cambios en la configuración espacial del bosque determinarían cambios en la estructura vertical y horizontal de la vegetación (Bellis et al., 2008; Kutt & Martin, 2010; St-Louis et al., 2014). Particularmente, la actividad ganadera determina una heterogeneidad de estados ecológicos o condiciones del bosque en relación a su estructura y composición florística (Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013), que podrían condicionar la selección de hábitat de las aves a distintas escalas espaciales (Fig. 1.1; flecha 5 via flecha 4). En esta tesis, la estructura vertical (escala local) de la vegetación representa la complejidad vertical de la vegetación aérea en un sitio (Fig. 1.2). La estructura horizontal (escala de paisaje) de la vegetación corresponde a la organización espacial de las diferentes cubiertas de vegetación (Fig. 1.2; Turner & Gardner, 2015) medida a través de la distribución espacial (índices de textura) de la biomasa de la vegetación (NDVI).



**Fig. 1.2.** La distribución vertical y horizontal de la vegetación influye sobre la estructura del hábitat y el arreglo tridimensional de las características de la vegetación para los organismos. Se ilustran ejemplos para (a) bosques, (b) paisajes agrícolas o abiertos, y (c) pajonales y marismas. La altura, la apertura y densidad de la vegetación, como también características específicas del hábitat (e.g., especies arbóreas, bordes, etc.) son aspectos claves del hábitat y uso del espacio por los organismos. Imagen tomada de Kissling et al. (2017).

Por lo tanto, se hipotetiza que parches de vegetación estructuralmente más complejos proveen una mayor disponibilidad de recursos (e.g., sitios de nidificación, alimentación y perchas) y oportunidades para la segregación de nichos (Brokaw & Lent, 1999; Mac Nally et al., 2001; MacArthur & MacArthur, 1961), resultando una relación positiva entre la diversidad de especies y la diversidad estructural del hábitat a escala local (Mac Nally et al., 2001) y a escala de paisaje (Culbert et al., 2013; Tews et al., 2004). De este modo, las condiciones locales de la vegetación y la distribución espacial de las condiciones del bosque en el paisaje podrían influir en la selección de hábitat de las aves, ya que las diferentes especies pueden tener preferencias específicas según la estructura, composición y distribución espacial de bosque en que se encuentran (Culbert et al., 2013). La intensidad y dirección del efecto de la estructura horizontal podría diferir entre bosques con diferentes estructuras verticales (Carrasco et al., 2019). Por ello, es necesario considerar la heterogeneidad entre una variedad de condiciones de bosque para comprender mejor los efectos de la estructura del hábitat sobre las aves.

A pesar de los efectos negativos asociados a la ganadería, esta actividad puede ser utilizada como una herramienta que promueva la conservación de la biodiversidad y mejore la calidad de las contribuciones de la naturaleza, como por ejemplo la disponibilidad de forraje para el ganado, la dispersión de semillas para la regeneración del bosque, entre otras (Galetti et al., 2018). En este sentido, el uso ganadero ambientalmente sostenible en áreas de bosque nativo representa una oportunidad para evaluar los compromisos entre producción y la conservación de la biodiversidad, especialmente en áreas donde las áreas protegidas son limitadas, como en el bosque de Espinal de Entre Ríos. El sector ganadero enfrenta el desafío de aumentar la producción y limitar sus impactos negativos sobre la biodiversidad (Modernel et al., 2016). Para ello, es necesario generar información científica válida que pueda ser utilizada para comprender qué opciones permiten mejorar la sostenibilidad de la producción ganadera (Blumetto, 2022).

La capacidad de evaluar el estado y las tendencias en la condición de un ecosistema o sistema socio-ecológico puede permitir la identificación de problemas existentes. Sin embargo,

la complejidad de los sistemas socio-ecológicos requiere el uso y la validación adecuada de un conjunto de indicadores de la condición biológica para permitir un monitoreo eficiente del sistema en estudio (Canterbury et al., 2000). Así, el uso de indicadores es una herramienta práctica para el monitoreo y análisis de sistemas complejos (Noss, 1990; Rusch & Fracassi, 2021). Los indicadores permiten proponer estrategias de manejo adaptativo, es decir, un manejo que se ajuste continuamente en función de nuevos conocimientos, experiencias y cambios en las condiciones ambientales. En particular, problemas como la degradación ambiental o la pérdida de la biodiversidad han conducido al desarrollo del enfoque de indicadores ecológicos para monitorear cambios ambientales y/o en la biodiversidad (Lindenmayer et al., 2000).

Sin embargo, el enfoque de indicadores ha sido criticado, principalmente debido a su limitada transferibilidad y al riesgo de circularidad (Lindenmayer & Likens, 2011). La limitada transferibilidad implica que los indicadores ecológicos son específicos de un ambiente, ecosistema o paisaje, lo que dificulta su replicación en otros ecosistemas o incluso en un mismo ecosistema a través del tiempo. Por otro lado, el riesgo de circularidad refiere a la escasez de las relaciones causales que permitan inferir el estado de un ecosistema. Es necesario establecer los mecanismos ecológicos subyacentes a las relaciones entre un indicador y las entidades para las cuales se considera indicativa. Otras limitaciones en el empleo de indicadores involucran la subjetividad en el criterio de selección de un indicador, la ambigüedad en la terminología empleada (indicadores ecológicos, especies indicadoras, bioindicador, etc.), y las dificultades metodológicas (e.g., detectabilidad del indicador, protocolos de muestreo) que pueden sesgar los resultados (Siddig et al., 2016).

A pesar de estas desventajas y limitaciones, la identificación de taxones, gremios o especies particulares como indicadores sigue siendo un método práctico ampliamente utilizado. Este enfoque permite cuantificar otros grupos bióticos y evaluar o monitorear el estado de conservación de ecosistemas complejos, como los bosques, para comprender cómo estos responden a disturbios a lo largo del tiempo (Hilty & Merenlender, 2000; Siddig et al., 2016). Además, en el contexto actual de auge de mercados emergentes de productos sustentables o provenientes de áreas libres de deforestación, los productores demandan el desarrollo de indicadores ecológicos que permitan dar cuenta del estado ambiental y de la biodiversidad en sus establecimientos. Con estas herramientas, los productores podrían generar un valor agregado a su producción y acceder a incentivos económicos (e.g., certificaciones de pastoreo sostenible, bonos de carbono, etc.).

Por otro lado, las leyes nacionales de ordenamiento territorial, como la Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, exigen buscar nuevas formas de producción que reduzcan los impactos ambientales. En ese contexto, se ha desarrollado un modelo de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI), basado en una serie de principios y lineamientos de manejo sostenible. En este marco, se identificaron indicadores de sostenibilidad ambiental, productiva y socioeconómica a escala de predio para las regiones de Parque Chaqueño y Patagonia (Alaggia et al., 2019; Peri et al., 2021). Sin embargo, aún no se han establecido indicadores que contemplen la fauna para evaluar la biodiversidad o la funcionalidad del ecosistema. Por lo tanto, el desarrollo de indicadores representa una oportunidad ante demandas locales e internacionales. Además, los indicadores son una

herramienta efectiva y económica para la planificación y el monitoreo ecológico de los ecosistemas, al mismo tiempo que provee resultados fácilmente comunicables a los tomadores de decisiones y el público en general (Siddig et al., 2016).

En particular, las aves son consideradas buenos indicadores de las condiciones ecológicas de un ecosistema, debido a su alta sensibilidad a los cambios ambientales y su amplia diversidad de requerimientos ecológicos (Gregory & van Strien, 2010; Lindenmayer & Likens, 2011; Milchunas et al., 1998; Whitehorne et al., 2011). Su diversidad, abundancia y facilidad para ser detectadas y monitoreadas las convierten en un grupo de organismos ideal para evaluar la calidad del hábitat y la biodiversidad de los bosques (Gregory & van Strien, 2010). Además, las aves cumplen funciones importantes en los ecosistemas, como la dispersión de semillas, la polinización y el control de plagas, que son cruciales para la regeneración y funcionamiento de los bosques (Sekercioglu, 2006). La utilización de aves como indicadores del estado de conservación de los ecosistemas puede ser especialmente útil en áreas donde la información sobre otros grupos de organismos es escasa o costosa de obtener, y puede proporcionar una herramienta valiosa para la toma de decisiones y la planificación de la gestión de los recursos naturales.

Por lo tanto, el núcleo de esta tesis se centra en el siguiente interrogante: ¿cuáles son los indicadores más eficientes del estado ecológico y funcional del bosque de Espinal con ganadería en Entre Ríos, basados en las comunidades de aves?

## 1.2. Objetivos

La actual demanda local y mundial por producir alimentos compatibilizando la actividad productiva con la conservación han llevado a profundizar en la temática del desarrollo de indicadores que permitan evaluar el estado de los bosques nativos. A fin de aportar información de base para la conservación del Espinal de Entre Ríos, el objetivo general de la tesis es desarrollar indicadores de degradación del bosque de Espinal con ganadería en Entre Ríos, utilizando como modelo de estudio a las comunidades de aves. Como la degradación del bosque involucra cambios en la estructura, composición y función de un bosque (Ghazoul & Chazdon, 2017) que afectan a las aves de diferentes maneras, se analizó la relación entre la estructura del bosque y las aves a distintos niveles (comunidades, gremios y especies) para explorar su posible uso como indicadores del estado de degradación del bosque por uso ganadero a distintas escalas espaciales. Para ello, el objetivo general se abordó mediante los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar el impacto del pastoreo en la riqueza y abundancia de aves a escala global.
2. Evaluar la relación entre la diversidad funcional y taxonómica de aves con la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo.
3. Evaluar la relación entre gremios de altura de alimentación de aves con distintas condiciones del bosque, y explorar asociaciones especie-específicas.
4. Evaluar el efecto de la estructura de la vegetación a diferentes escalas espaciales sobre los gremios de altura de alimentación de aves.

### 1.3. Organización de la tesis

En el presente capítulo, se presenta una introducción general sobre la problemática subyacente al incremento en la demanda de producción de alimentos, la necesidad de desarrollar un manejo ambientalmente sostenible como medida para mitigar los efectos negativos sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Fig. 1.3). Se destaca, la importancia de desarrollar indicadores biológicos para monitorear el estado de los bosques nativos bajo actividades antrópicas como la ganadería, en pos de un manejo ganadero ambientalmente sostenible. Además, se presentan los objetivos de la tesis.

En el capítulo II se presenta el estado de arte sobre el efecto del pastoreo sobre la riqueza y abundancia de aves a escala global a través de un meta-análisis (Fig. 1.3). Además, se evalúa como influyen distintas variables, como la región biogeográfica, el tipo de hábitat, el tipo de ganado y la intensidad de pastoreo sobre la riqueza y abundancia de aves a escala global.

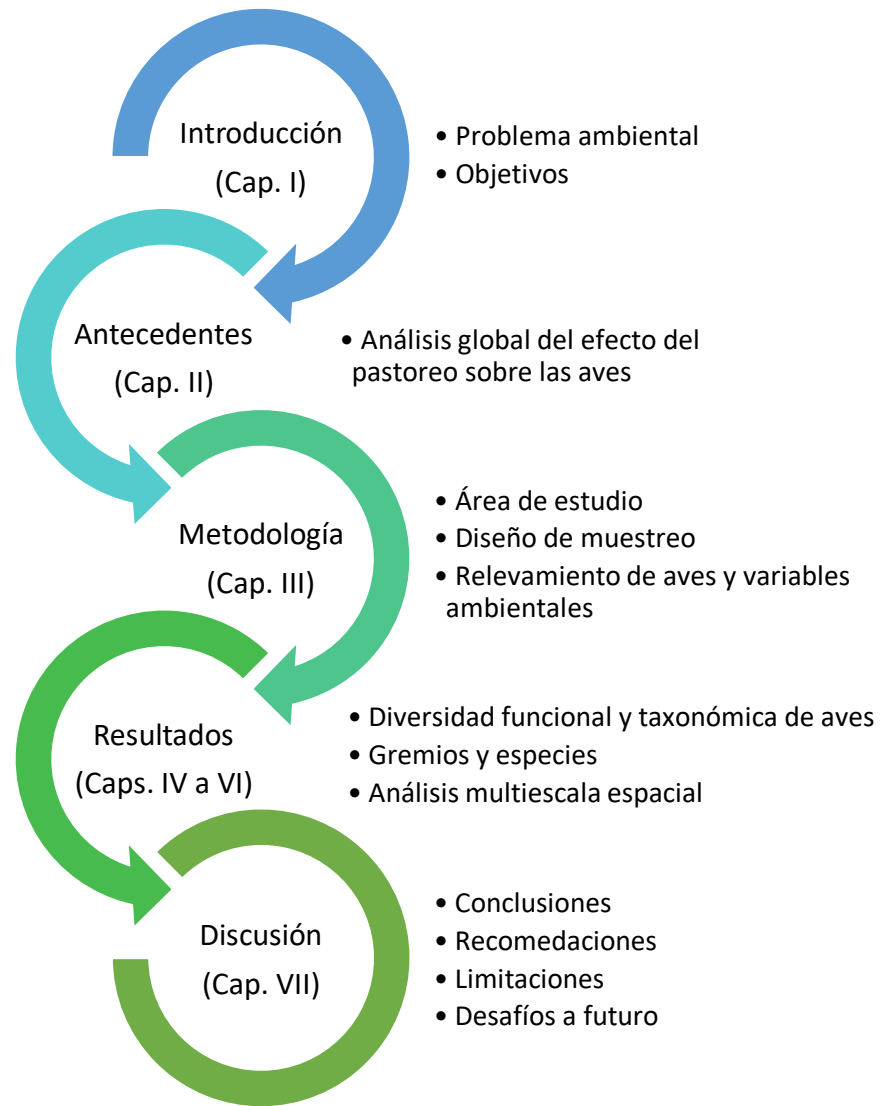
En el capítulo III se describen las características generales del área de estudio en la ecorregión del Espinal, distrito del Ñandubay, ubicado en los departamentos de La Paz y Feliciano en el noroeste de la provincia de Entre Ríos (Fig. 1.3). Además, se realiza una descripción del diseño de muestreo y las mediciones a campo que se realizaron de la comunidad de aves y las variables ambientales (vegetación, suelo e intensidad de pastoreo).

En el capítulo IV se analiza la relación entre la diversidad taxonómica y funcional de las aves con la estructura de la vegetación del bosque y la intensidad de pastoreo a escala local, con el fin de evaluar su utilidad como indicadores del estado del bosque producto de las actividades ganaderas. Además, se estudia la relación entre los rasgos funcionales de las aves y las variables ambientales para comprender los cambios en la composición de especies de las comunidades de aves en sitios con distinto grado de degradación por sobrepastoreo.

En el capítulo V se identifican distintas condiciones de bosque que caracterizan al Espinal de Entre Ríos, producto del manejo ganadero sostenido en el tiempo. Luego, se estudia la relación entre distintos gremios de aves y las asociaciones especie-específicas con las condiciones de bosque para identificar grupos de especies o especies puntuales que pueden ser indicadoras de los distintos estados de conservación del bosque.

En el capítulo VI se analiza la respuesta de las aves a la degradación del bosque producto de la actividad ganadera a distintas escalas espaciales para encontrar *proxis* que permitan predecir la diversidad de aves. Se evalúa la relación entre las aves y mediciones a distintas escalas espaciales de la complejidad estructural de la vegetación (escala local: mediciones a campo; y escala de paisaje: métricas derivadas de sensores remotos).

Por último, en el capítulo VII se discute la utilidad de los distintos tipos de indicadores evaluados y se identifica su beneficio según el contexto para evaluar el estado del bosque del Espinal de Entre Ríos. Además, se proponen algunas recomendaciones para la conservación de las aves. Se discuten las limitaciones del estudio y se plantean futuros desafíos de investigación (Fig. 1.3).



**Fig. 1.3.** Resumen esquemático del desarrollo de la tesis.

## Capítulo II

# Efecto de la ganadería sobre la diversidad de aves: un meta-análisis a escala global

*“El seguro de vida de cualquier especie es la biodiversidad,  
la biodiversidad garantiza la supervivencia.”*

Isabel Allende



## Capítulo II: Efecto de la ganadería sobre la diversidad de aves: un meta-análisis a escala global<sup>1</sup>

---

### 2.1. Introducción

La ganadería sobre campo natural puede alterar considerablemente los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas donde se desarrolla (Neilly et al., 2016). Existe numerosa evidencia sobre cómo el pastoreo afecta a la vegetación (Díaz et al., 2007; Herrero-Jáuregui & Oesterheld, 2018). El continuo pisoteo altera la compactación de los suelos, destruye los sistemas de raíces y genera cambios en los ciclos de nutrientes (Tanentzap & Coomes, 2012). Adicionalmente, el pastoreo modifica la estructura y la composición de la vegetación, disminuyendo la densidad de especies nativas, y promoviendo el reemplazo de especies con diferentes rasgos funcionales (Díaz et al., 2007; Herrero-Jáuregui & Oesterheld, 2018; Milchunas & Lauenroth, 1993). Consecuentemente, estas alteraciones podrían conducir a cambios en el funcionamiento del ecosistema, afectando la provisión de servicios ecosistémicos (Davidson et al., 2017; Díaz et al., 2007; Fleischner, 1994; Tanentzap & Coomes, 2012).

La dinámica de la vegetación es afectada por las variaciones en la intensidad y frecuencia del pastoreo (Knapp et al., 1999). En sistemas con pastoreo intensivo, se simplifica la complejidad de la vegetación y se incrementa la erosión del suelo al reducirse la cobertura de hojarasca, los nutrientes del suelo, la capacidad de retención del suelo y cambiar las propiedades químicas del suelo, llevando a la degradación del hábitat (Cingolani et al., 2003, 2008; Herrero-Jáuregui & Oesterheld, 2018; Kurek et al., 2016; Landsberg et al., 2003; Milchunas et al., 1998). Bajo intensidades de pastoreo moderadas, la heterogeneidad de la vegetación suele ser mayor que a bajas y altas intensidades de pastoreo (Milchunas et al., 1998). A través de los cambios en la vegetación, el pastoreo impacta indirectamente sobre la diversidad de fauna, afectando a las poblaciones de aves entre otros taxones (Alkemade et al., 2013; Mazzini et al., 2018; van Klink et al., 2016). Por otro lado, algunos estudios han destacado que la exclusión del pastoreo en sistemas que han co-evolucionado con grandes herbívoros pueden también reducir o eliminar localmente poblaciones de aves adaptadas a la vegetación modulada por el pastoreo (Bock, 1999; García et al., 2008; Söderström et al., 2001). En estos ambientes, el pastoreo a intensidades moderadas tiene un efecto positivo en algunas especies (Bock, 1999; Macchi & Grau, 2012; Söderström et al., 2001). Por ello, se presume que la fauna es afectada negativamente a altas intensidades de pastoreo, mientras que intensidades moderadas tienen un efecto positivo. Sin embargo, el efecto del pastoreo sobre la fauna ha sido menos estudiada que el efecto sobre la vegetación (Cingolani et al., 2008; Mazzini et al., 2018).

Los estudios que analizan los impactos del pastoreo sobre las aves muestran una disparidad de resultados debido a que la respuesta de las aves es compleja y depende de los requerimientos de hábitat, la historia de vida y el contexto del paisaje (Bock et al., 1993; Briske et al., 2011; Neilly et al., 2016; Saab et al., 1995; Schieltz & Rubenstein, 2016). Por ejemplo, cambios en el

---

<sup>1</sup> Este capítulo se encuentra publicado en: Barzan, F.R., Bellis, L.M., & Dardanelli, S. (2021). Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 56, 289–298. DOI: [10.1016/j.baae.2021.08.007](https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.08.007)

microhábitat, como las alteraciones en la estructura y composición de la vegetación, variaciones en la disponibilidad de alimentos, y cambios en la presión de depredación, son mecanismos claves en la respuesta de las especies de aves a disturbios (Benton et al., 2003; Fuller & Gough, 1999; Neilly & Schwarzkopf, 2019). Por otro lado, el efecto del pastoreo varía entre los ecosistemas y depende de la extensión y el tipo de manejo (Alkemade et al., 2013; Bellis et al., 2015). Además, existen dificultades en su evaluación debido a la escasez de áreas sin ganado (Bellis et al., 2015). Por estas razones, algunos estudios han demostrado que las poblaciones de aves pueden estar afectadas directamente por el pastoreo, por ejemplo, afectando el éxito reproductivo como resultado del pisoteo de los nidos (Hartway & Mills, 2012), o indirectamente a través de cambios en la estructura o cobertura de la vegetación (Bellis et al., 2015; Schieltz & Rubenstein, 2016). Por otro lado, otros estudios han encontrado una influencia positiva o neutral del pastoreo en determinadas especies de aves (Bock et al., 1993; Saab et al., 1995; Val et al., 2018). Como la estructura de la vegetación suele ser más compleja a intensidades moderadas de pastoreo (Milchunas et al., 1998), y es ampliamente conocido que el aumento de la heterogeneidad del microhábitat tiene efectos positivos sobre la riqueza de especies de fauna (Benton et al., 2003), se espera que la abundancia y riqueza de aves sea mayor a intensidades moderadas de pastoreo. Además, se espera que la respuesta del pastoreo sobre la abundancia y riqueza de aves varíe en relación al tipo de hábitat, la región biogeográfica y el tipo de ganado.

En consecuencia, evaluar el efecto del pastoreo sobre la abundancia y riqueza de aves permitirá entender el impacto ecológico del pastoreo sobre la funcionalidad de los ecosistemas. Bajo la creciente demanda en la producción de ganado, esta información puede ser una herramienta importante para generar lineamientos de manejo sustentable que permitan balancear la producción de alimentos con la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, no hay estudios que sintetizen los efectos del pastoreo sobre la abundancia y la riqueza de aves a escala global. Por lo tanto, es necesaria una síntesis completa de estos resultados y un análisis de las respuestas de las aves a cambios en la intensidad de pastoreo.

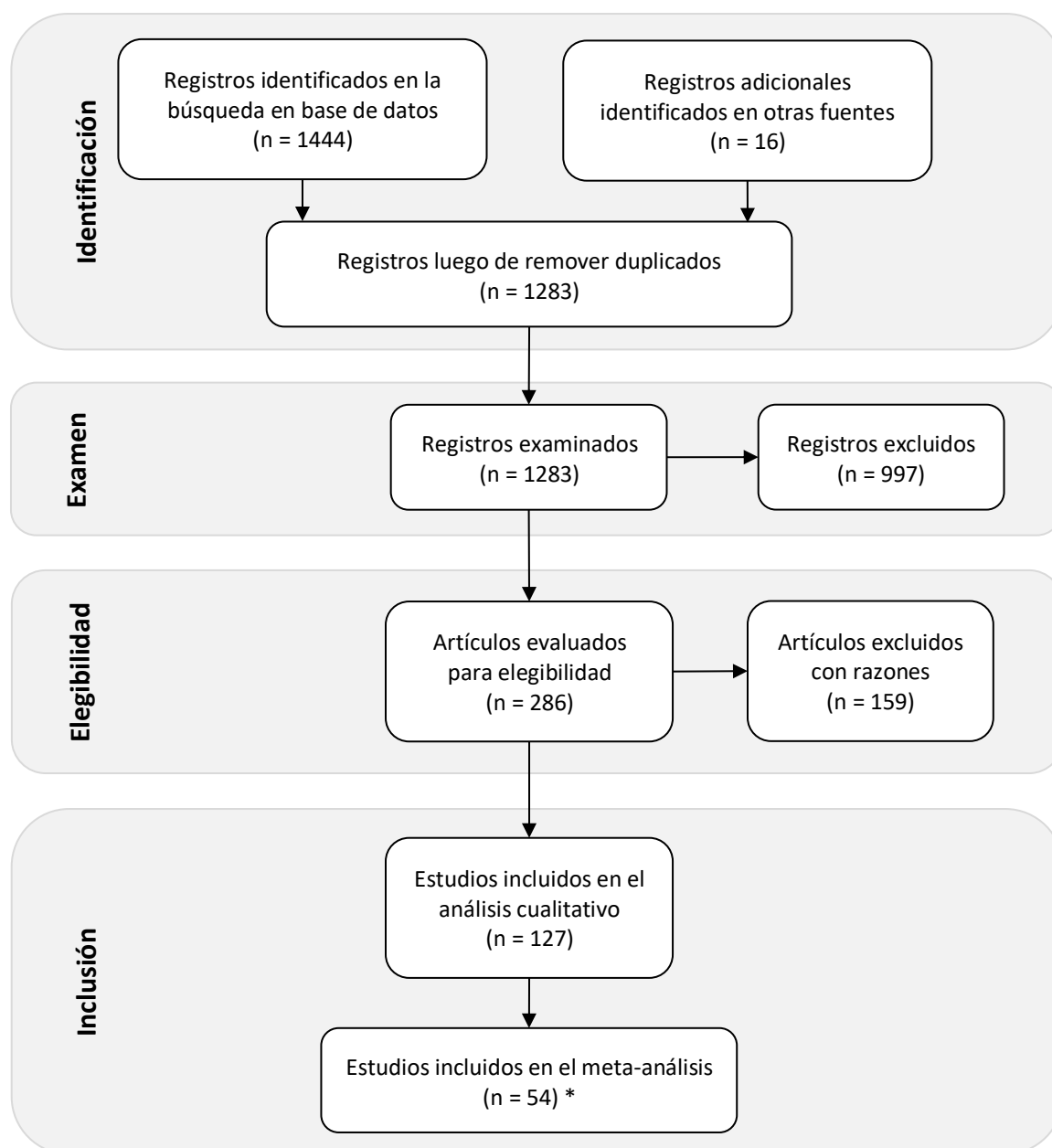
En este capítulo, se presenta un meta-análisis con el fin de revisar y sintetizar el efecto del pastoreo sobre la riqueza y abundancia de aves en base a la literatura publicada disponible. Particularmente, se abordaron las siguientes preguntas: 1) ¿el pastoreo afecta la riqueza y abundancia de aves de manera similar? 2) ¿El efecto del pastoreo depende del tipo de ecosistema y la región biogeográfica? 3) ¿El efecto del pastoreo depende de las decisiones de manejo, como el tipo de ganado utilizado y la intensidad de pastoreo? Finalmente, se proporcionarán algunas recomendaciones para tener en cuenta en futuras investigaciones para vincular la producción ganadera con la conservación de la biodiversidad.

## 2.2. Métodos

### 2.2.1. *Búsqueda de literatura y extracción de datos*

Se realizó una búsqueda exhaustiva de la literatura publicada para obtener artículos científicos que analizaron los efectos del pastoreo por ganado doméstico sobre las aves, por medio de búsquedas con palabras claves en la base de datos Scopus y los primeros 600 registros de Google Scholar. Las búsquedas online fueron realizadas entre el 11 de marzo del 2019 al 8 de

abril del 2021, y se basaron en los siguientes términos de búsqueda: “(bird\* OR avian) AND graz\* AND (livestock OR cattle OR cow\* OR goat\* OR sheep \* OR horse\* OR yak\* OR llama\* OR reindeer\*)”. La búsqueda con palabras claves fue complementada revisando las referencias citadas en los artículos seleccionados. Luego, se eliminaron las publicaciones duplicadas, y se escanearon los títulos y resúmenes de los artículos para identificar solo aquellos que evaluaron los efectos del pastoreo por ganado en las aves. Para incluir los artículos en el meta-análisis, se leyeron las publicaciones identificadas y se seleccionaron solo aquellas que reportaran la riqueza o abundancia de aves en áreas no pastoreadas (i.e., control) y pastoreadas (i.e., tratamiento) en hábitats naturales (Fig. 2.1).



**Fig. 2.1.** Diagrama PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-analysis) representando el número de artículos involucrados en las distintas etapas de la búsqueda bibliográfica. \*Se trabajó con 78 casos de estudio para la abundancia de aves y 36 casos de estudio para la riqueza de aves.

Se extrajeron datos de medias, medidas de varianza (desvío estándar, error estándar o intervalos de confianza) y la cantidad de muestras (N) de la riqueza de especies y la abundancia de aves de los textos, tablas y/o figuras para cada una de las dos condiciones contrastantes de pastoreo: no pastoreado (áreas protegidas o áreas de exclusión de ganado) y pastoreado (continuo, periodos largos de pastoreo, etc.). Con estos datos, se estimó la magnitud del tamaño del efecto para cada caso de estudio por medio de la diferencia media estandarizada insesgada: Hedges'  $d$  (Hedges & Olkin, 1985). Esta medida es utilizada comúnmente cuando se comparan un grupo control y tratamiento (Gurevitch et al., 2001). Cuando algunos de los datos necesarios para estimar la magnitud del efecto no eran reportados, se extrajeron los valores de los estadísticos de los test paramétricos (e.g., ANOVA, t-test) que evaluaban el efecto del pastoreo sobre las variables riqueza y abundancia de aves (Higgins & Deeks, 2008). Estos estadísticos fueron matemáticamente transformados a Hedges'  $d$  (Borenstein et al., 2009). Cuando los autores evaluaron el efecto sobre las aves a diferentes intensidades de pastoreo, los datos de todas las intensidades fueron incluidas como entradas separadas, permitiendo el estudio de la intensidad de pastoreo como una moderadora. A menudo, múltiples variables de las aves fueron medidas por estudio generando también múltiples entradas. Por otro lado, cuando un estudio reportó variables de algunas especies focales, o gremios de especies, y no proveyó un valor medio global, se realizó un micro meta-análisis con efectos aleatorios permitiendo resumir todas estas salidas en un único valor de magnitud del efecto por caso de estudio. Además, cuando los resultados fueron reportados por estación o año, y no se reportó un valor global, se realizaron iteraciones sucesivas para calcular una media global y su desvío estándar (Higgins & Deeks, 2008), y así estimar el Hedges'  $d$ . En todos los casos, valores negativos de Hedges'  $d$  indican que el pastoreo por ganado disminuye la abundancia o la riqueza de especies de aves.

Se extrajeron datos adicionales de cada artículo que fueron utilizados como moderadoras de la magnitud del efecto: región biogeográfica (Neártico, Neotrópico, Paleártico, Afrotrópico, Indomalaya y Australasia), tipo de hábitat (pastizal, marismas, áreas ribereñas, áreas boscosas que incluyen bosques, matorrales arbustivos y sabanas) y tipo de ganado (vacas, ovejas, cabras, caballos y una mezcla de estos). Además, cuando fue posible, se registraron las variables relacionadas con la intensidad de pastoreo. Se establecieron categorías de intensidad de pastoreo (i.e., bajo, medio y alto) de acuerdo a la descripción dada por los autores.

### *2.2.2. Análisis de datos*

Para estimar las diferencias entre los estudios, se realizó un modelo lineal multinivel con efectos aleatorios para cada variable respuesta (abundancia y riqueza de especies de aves). El modelo utilizó efectos fijos (moderadoras) y aleatorios, asumiendo que los estudios no comparten un efecto medio en común, pero considera que existe una variación aleatoria entre ellos, además de la variación del muestreo dentro de cada estudio (Borenstein et al., 2009). Considerando que más de un caso de estudio proviene de un mismo artículo, este modelo permitió tener en cuenta la dependencia jerárquica de los datos, incluyendo el número de caso anidado al ID del estudio como efecto aleatorio (Stevens & Taylor, 2009). Los modelos fueron ajustados utilizando la función `rma.mv` del paquete *metafor* (Viechtbauer, 2010) en R 3.5.3 (R Core Team, 2020). Para evaluar potenciales moderadores del pastoreo sobre las aves, se puso a

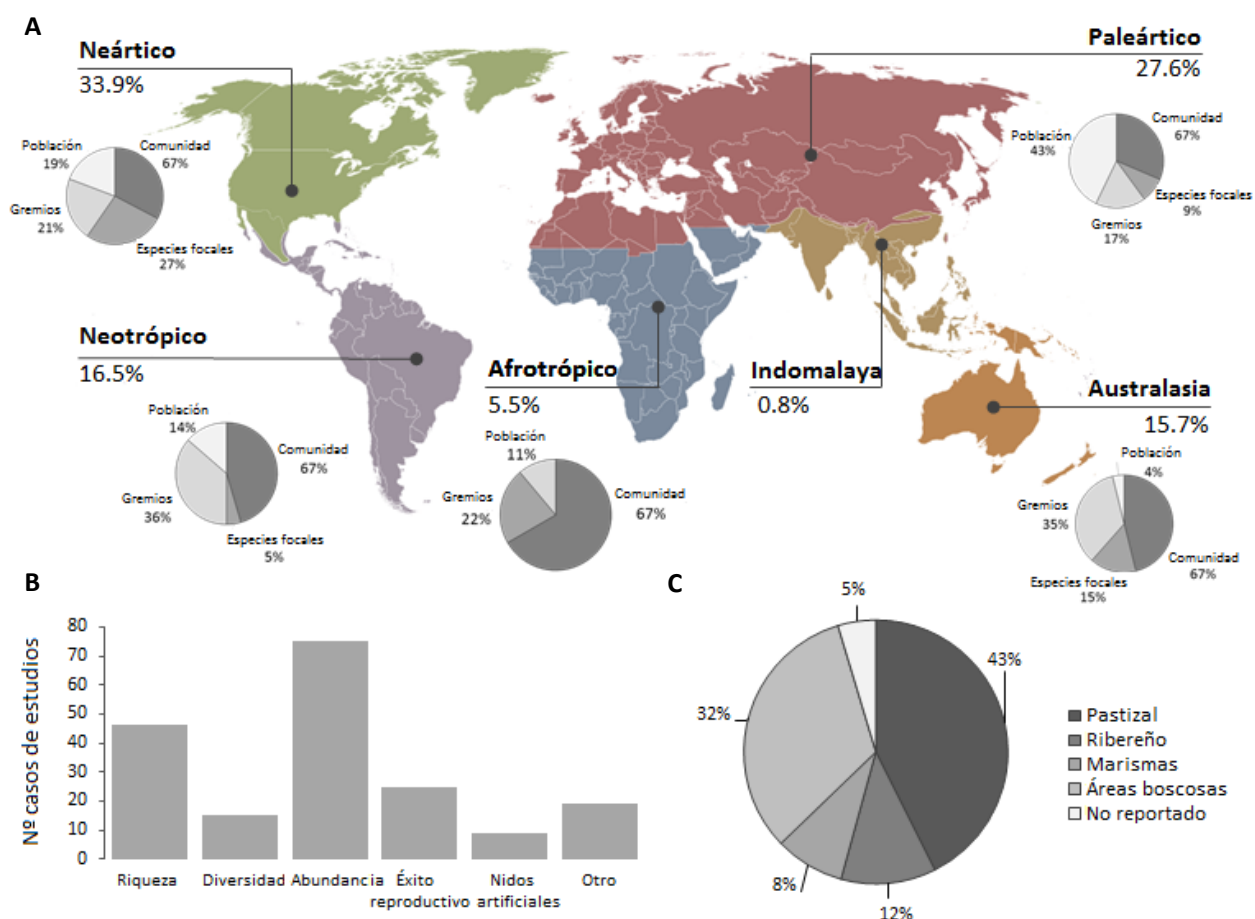
prueba si la región biogeográfica, el tipo de ecosistema, el tipo de ganado, o la intensidad de pastoreo tienen un efecto significativo sobre el tamaño del efecto global. Aquellos niveles de los moderadores que tuvieran tres o menos casos de estudios fueron excluidos del análisis (e.g., solo tres estudios fueron encontrados sobre pastoreo por equinos, y los estudios que evaluaron el pastoreo por llamas, venados y bisontes no cumplieron con el criterio de inclusión para el análisis). Se evaluó la significancia de cada moderador en modelos separados. Se consideró que el valor de la magnitud del efecto fue significativamente diferente de cero si su intervalo de confianza del 95% no incluyó el cero (Borenstein et al., 2009).

La heterogeneidad de la magnitud del efecto fue examinada estimando el estadístico  $Q$ , cuya significancia fue evaluada utilizando una prueba  $\chi^2$  con un nivel mínimo de significancia de 0.05 (Hedges & Olkin, 1985). Específicamente, se evaluó el p-valor del estadístico  $Q_{entre}$  que describe la variación atribuida a las diferencias entre las categorías de cada moderador (e.g., tipo de ecosistema, intensidad de pastoreo, etc.). Los sesgos en la publicación fueron evaluados visualmente utilizando gráficos de embudo, los cuales representan la relación entre la magnitud del efecto y error estándar de cada caso de estudio (Sterne & Egger, 2001). Además, se calculó el coeficiente de correlación tau de Kendall para determinar si el tamaño del efecto y el tamaño de muestras están correlacionados. Por otro lado, dado que los estudios que reportan efectos nulos a menudo no son publicados, y consecuentemente no son incluidos en las búsquedas de literatura, se estimó el número *fail-safe* de Rosenthal, el cual indica la cantidad de estudios no publicados con efectos nulos que serían necesarios incorporar en el análisis para revertir el valor de la magnitud del efecto observada (Hillebrand & Gurevitch, 2016). Cuando el número *fail-safe* es igual o mayor que  $5N+10$  (donde  $N$  es el número de casos de estudios incluidos en el análisis) el resultado obtenido es robusto.

## 2.3. Resultados

### 2.3.1. Análisis descriptivos

De las 1283 publicaciones encontradas en la búsqueda bibliográfica, 127 artículos analizaron el efecto del pastoreo por ganado doméstico sobre las aves y fueron incluidos en el análisis cualitativo (Fig. 2.1). La mayoría de los estudios fueron realizados en la región Neártica y Paleártica (33.9% y 27.6% de los estudios, respectivamente), mientras que sólo un estudio fue reportado en la región Indomalaya (Fig. 2.2A). La mayoría de los casos analizaron el efecto del pastoreo sobre las aves a un nivel de organización de comunidad (38% de los estudios), seguido por gremios, poblaciones, y especies focales (25.2%, 21.7%, y 15.4% de los artículos, respectivamente). Esta tendencia fue similar en cada región, excepto para el Paleártico donde el nivel poblacional fue el más reportado (Fig. 2.2A). La riqueza de especies, la abundancia o densidad, tanto a nivel de comunidad como de especies focales, fueron las variables más reportadas entre los artículos seleccionados (Fig. 2.2B). Los pastizales y las áreas boscosas fueron los hábitats más estudiados seguido, en menor medida, por los bosques ribereños y las marismas (Fig. 2.2C).



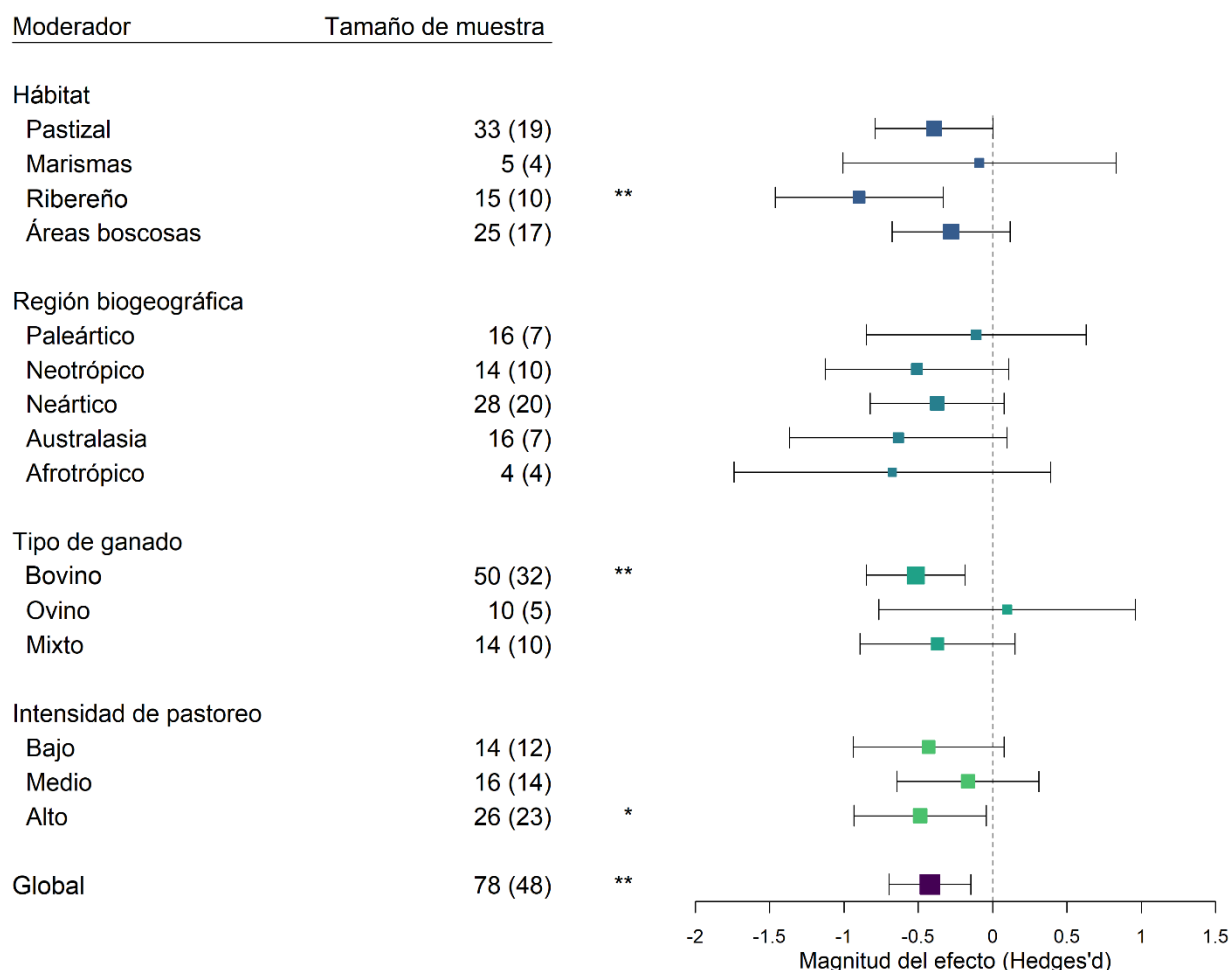
**Fig. 2.2.** Desglose de los 127 artículos que analizan los efectos del pastoreo por ganado doméstico sobre las aves, en ecosistemas naturales. Se muestra (A) la proporción de publicaciones y el nivel de organización de estudio en cada región biogeográfica, (B) las variables respuesta analizada y (C) el tipo de ecosistema.

### 2.3.2. Abundancia y riqueza de especies de aves

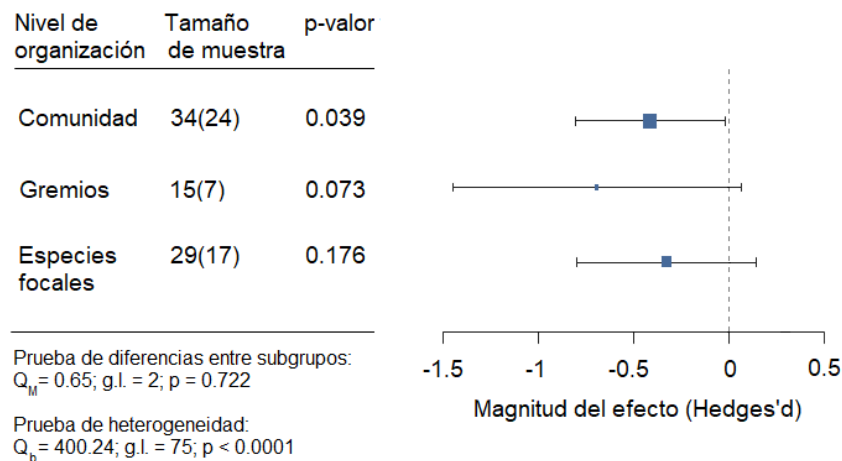
De los 127 artículos incluidos en la síntesis cualitativa, 54 artículos, enfocados sobre la abundancia y riqueza de especies de aves, tuvieron información adecuada para llevar a cabo el meta-análisis (Anexo 1: Tablas A1.1 y A1.2). De los estudios seleccionados, 78 casos de estudio analizaron la abundancia de las aves y 36 la riqueza de especies (Fig. 2.1).

El pastoreo por ganado tuvo un efecto negativo significativo sobre la abundancia de aves (Fig. 2.2). Los estudios en diferentes regiones biogeográficas y hábitats no mostraron diferencias en las magnitudes del efecto. Sin embargo, la abundancia de aves en hábitats ribereños resultó afectada negativa y significativamente por el pastoreo, mientras que los pastizales, las marismas y los hábitats boscosos no mostraron diferencias significativas (Fig. 2.2). Similarmente, el tipo de ganado no modera significativamente la respuesta de la abundancia de las aves al pastoreo, aunque el pastoreo por ganado vacuno mostró un efecto negativo y significativo, mientras que los otros tipos de ganado no (Fig. 2.2). A pesar de que las diferencias entre las distintas categorías de intensidad de pastoreo no fueron significativas, la abundancia de aves resultó afectada negativamente a altas intensidades de pastoreo, pero no a intensidades bajas y moderadas (Fig.

2.2). Por otro lado, no se observaron diferencias significativas entre el nivel de organización de los casos de estudio considerados sobre la abundancia de aves (i.e. comunidad, gremio y especies focales; Fig. 2.3).



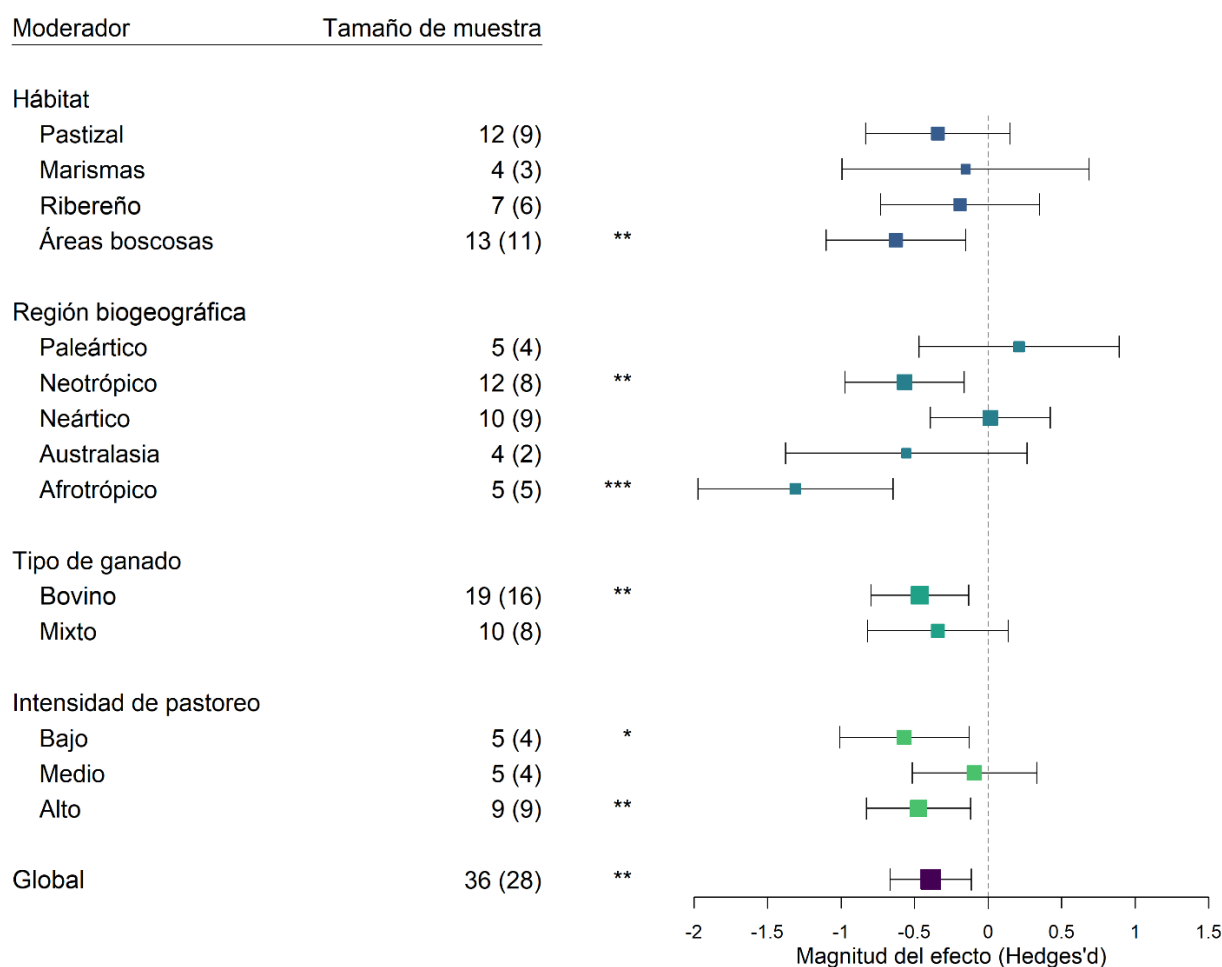
**Fig. 2.2.** Magnitud del efecto promedio del pastoreo por ganado doméstico sobre la abundancia de aves  $\pm$  95% IC para los distintos tipos de hábitats, regiones biogeográficas, tipos de ganado, tres tratamientos de intensidad de pastoreo y el efecto global. El tamaño de muestra indica el número de casos incluidos en el análisis y el número de publicaciones entre paréntesis. Diferencias significativas entre las categorías: \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ .



**Fig. 2.3.** Resultados de la prueba moderadora que muestran las diferencias entre los niveles de estudio utilizados en los artículos incluidos en el meta-análisis del efecto del pastoreo en la abundancia de aves.

El pastoreo por ganado tuvo una magnitud del efecto significativo y negativo sobre la riqueza de especies de aves (Fig. 2.4). El tipo de hábitat no afectó la respuesta de la riqueza de aves al pastoreo. Sin embargo, en las áreas boscosas se observó un efecto significativo y negativo al pastoreo sobre la riqueza de aves (Fig. 2.4). Por lo contrario, la respuesta de la riqueza de aves al pastoreo depende de la región biogeográfica, mostrando un efecto significativo y negativo en las regiones del Neotrópico y Afrotrópico (Fig. 2.4 y Tabla 2.1). A pesar de que el tipo de ganado no mostró una significancia estadística en moderar la magnitud del efecto, el pastoreo por ganado bovino mostró un efecto negativo y significativo sobre la riqueza de aves (Fig. 2.4). Similarmente, no se encontraron diferencias entre las intensidades de pastoreo, pero la riqueza de aves resultó negativamente afectada a bajas y altas intensidades de pastoreo (Fig. 2.4). Sin embargo, no se observó una influencia de intensidades moderadas sobre la riqueza de aves (Fig. 2.4).

La heterogeneidad total de la magnitud del efecto para la abundancia y la riqueza de especies de aves fue estadísticamente significativa (Tabla 2.1), sugiriendo que el efecto del pastoreo podría diferir entre los distintos casos de estudios considerados.



**Fig. 2.4.** Magnitud del efecto promedio del pastoreo por ganado doméstico sobre la riqueza de especies de aves  $\pm$  95% IC para los distintos tipos de hábitats, regiones biogeográficas, tipos de ganado, tres tratamientos de intensidad de pastoreo y el efecto global. El tamaño de muestra indica el número de casos incluidos en el análisis y el número de publicaciones entre paréntesis. Diferencias significativas entre las categorías: \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ .

**Tabla 2.1.** Resumen de las pruebas del efecto global, las diferentes moderadoras ( $Q_m$ ) y las heterogeneidades ( $Q_t$  o  $Q_e$ ) de cada meta-análisis del efecto del pastoreo sobre la abundancia y la riqueza de aves.

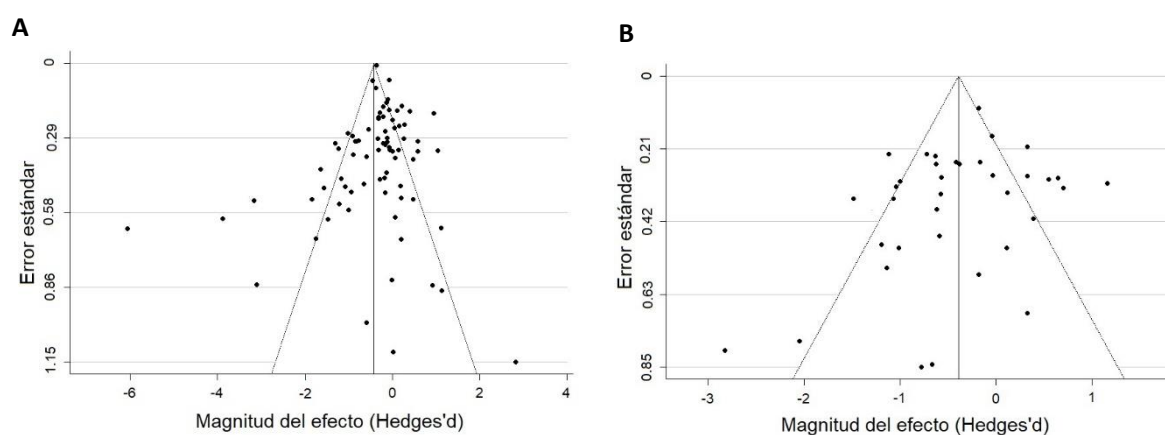
| Variable respuesta  | Moderador              | Diferencias entre subgrupos |         |              | Heterogeneidad |             |         |
|---------------------|------------------------|-----------------------------|---------|--------------|----------------|-------------|---------|
|                     |                        | g.l.                        | $Q_m^*$ | p-valor      | g.l.           | $Q^\dagger$ | p-valor |
| Abundancia          | Global                 |                             | -3.01   | <b>0.003</b> | 77             | 443.38      | <0.0001 |
|                     | Hábitat                | 3                           | 4.22    | 0.239        | 74             | 418.77      | <0.0001 |
|                     | Región                 | 4                           | 1.34    | 0.854        | 73             | 413.95      | <0.0001 |
|                     | Tipo de ganado         | 2                           | 1.82    | 0.402        | 71             | 404.77      | <0.0001 |
|                     | Intensidad de pastoreo | 2                           | 3.06    | 0.217        | 53             | 325.53      | <0.0001 |
| Riqueza de especies | Global                 |                             | -2.77   | <b>0.006</b> | 35             | 146.40      | <0.0001 |
|                     | Hábitat                | 3                           | 1.78    | 0.618        | 32             | 139.68      | <0.0001 |
|                     | Región                 | 4                           | 15.09   | <b>0.004</b> | 31             | 94.21       | <0.0001 |
|                     | Tipo de ganado         | 1                           | 0.17    | 0.678        | 27             | 106.02      | <0.0001 |
|                     | Intensidad de pastoreo | 2                           | 4.01    | 0.135        | 16             | 36.29       | 0.003   |

\*Para el efecto global se reporta el valor Z del estadístico.

† $Q_{total}$  ( $Q_t$ ) es reportado para el efecto global y  $Q_{entre}$  ( $Q_e$ ) para las variables moderadoras.

### 2.3.3. Sesgos en la publicación

Los gráficos de embudo mostraron una distribución uniforme de casos positivos y negativos para ambas variables analizadas (Fig. 2.5). No se encontró una correlación entre la magnitud del efecto y el tamaño de muestras para la abundancia (tau de Kendall = 0.005,  $p = 0.948$ ) y la riqueza de especies de aves (tau de Kendall = 0.191,  $p = 0.104$ ). El criterio del número *fail-safe* de Rosenthal mostró que serían necesarios 6814 casos adicionales para cambiar los resultados de la abundancia de aves (vs. a límite de 400 casos de estudios). Para la riqueza de especies, 546 casos extras (vs. a límite de 190 casos de estudios) serían necesarios para obtener los resultados opuestos. Estos resultados indicaron que el análisis fue robusto y no fue influenciado por sesgos en la publicación.



**Fig. 2.5.** Gráficos de embudo mostrando la relación entre la magnitud del efecto y el error estándar para cada caso de estudio sobre (A) la abundancia y (B) la riqueza de especies de aves. La línea sólida corresponde al valor del efecto global y las punteadas el 95% IC.

## 2.4. Discusión

Numerosos estudios (Alkemade et al., 2013; Davidson et al., 2017; Lima et al., 2018; Mazzini et al., 2018; Neilly et al., 2016) se han enfocado en resumir los efectos del pastoreo sobre la vida silvestre. Sin embargo, este trabajo representa el primer meta-análisis de la literatura disponible sobre el efecto del pastoreo en las aves. Particularmente, se realizó una evaluación a escala global, basada en estudios locales, para proveer evidencia significativa que resuma los efectos del pastoreo sobre la abundancia y riqueza de especies de aves entre diferentes hábitats y algunas decisiones de manejo. Además, refuerza la urgente necesidad de tomar decisiones de manejo que sean compatibles con la conservación de la biodiversidad y la producción de alimentos.

En general, se encontró que el pastoreo intensivo disminuye tanto la abundancia como la riqueza de aves, como era esperado, sugiriendo que las poblaciones de aves en los sistemas de producción ganadera son afectadas negativamente por el impacto ambiental del pastoreo. Los cambios en la estructura de la vegetación producidos por el pastoreo pueden afectar la habilidad de las aves para prevenir la depredación, conseguir alimento, encontrar refugio o termoregular (Neilly et al., 2016). Este resultado concuerda con varios estudios locales sobre aves terrestres en distintos ambientes (Bock et al., 1993; Dettenmaier et al., 2017; Hartway & Mills, 2012; Powell et al., 2000; Schieltz & Rubenstein, 2016). Sin embargo, comparado con meta-análisis realizados en otros taxones, los resultados obtenidos difieren de los obtenidos por Lima et al. (2018), quienes encontraron un efecto neutral del pastoreo sobre la abundancia de mamíferos en pastizales y sabanas, aunque la abundancia de pequeños mamíferos y de reptiles parece ser más sensible al pastoreo por ganado doméstico (Schieltz & Rubenstein, 2016).

Además de este patrón global observado, los resultados mostraron que ciertas características de las áreas pastoreadas, como el tipo de hábitat, el tipo de ganado y la intensidad de pastoreo, podrían afectar tanto la abundancia como la riqueza de especies de aves en forma diferencial. La abundancia de aves en los ambientes ribereños resultó perjudicada por el pastoreo, sugiriendo que es el ecosistema más vulnerable para las aves. Los ambientes ribereños son uno de los ecosistemas más diversos, complejos y productivos, además cumplen un rol fundamental como corredores ecológicos para muchas especies de aves (Fleischner, 1994; Naiman & Decamps, 1997; Powell et al., 2000). Son asimismo ambientes dinámicos y muy resilientes a los disturbios naturales (e.g., inundaciones, deposición de sedimentos, deslizamientos). Sin embargo, las modificaciones antropogénicas constantes, como el pastoreo del ganado, alteran la estructura de la vegetación y la calidad del hábitat, afectando negativamente a las aves (Naiman & Decamps, 1997; Powell et al., 2000). Comparado con otros ecosistemas, los ambientes ribereños son más degradados por el pastoreo porque el ganado hace un uso desproporcionado de este en busca de agua, sombra y forraje de alta calidad (Bock, 1999; Martin & McIntyre, 2007; Powell et al., 2000). Consecuentemente, el sobrepastoreo, la compactación y erosión del suelo y la reducción de la infiltración de agua resulta en una disminución considerable en la densidad de la vegetación y finalmente, la destrucción del hábitat para las aves (Bock et al., 1993; Jansen & Robertson, 2001; Martin & McIntyre, 2007; Popotnik & Giuliano, 2000).

Por otro lado, la riqueza de aves en áreas boscosas fue perjudicada por el pastoreo. Los cambios en las condiciones ecológicas debidas al pastoreo podrían ser más drásticamente reducidas en ecosistemas boscosos que en otros tipos de ecosistemas. El pastoreo reduce la proliferación de los renovales, la abundancia y el crecimiento de la vegetación (Mazzini et al., 2018), llevando a la simplificación de la estructura de la vegetación y a hábitats más abiertos con una alta proporción de suelo desnudo (Landsberg et al., 2003). Además, es común que el manejo del pastoreo involucre prácticas, como la quema de pastos, reducción o eliminación del sotobosque o la remoción de vegetación nativa, para permitir la regeneración de las pasturas. Se ha demostrado que estas prácticas influyen drásticamente en el ensamble de aves porque reducen la calidad del hábitat para muchas especies (Eyre et al., 2009; Martin & McIntyre, 2007; Mastrangelo & Gavin, 2012). Por ello, la degradación del hábitat por pastoreo puede ser más importante para la riqueza de aves en los ecosistemas boscosos que en otros tipos de ambiente. Se ha encontrado que el pastoreo modifica la estructura de la vegetación y las coberturas de una manera tal que afecta negativamente otros taxones también, como pequeños mamíferos en los ecosistemas boscosos en América del Sur (Mazzini et al., 2018).

Las regiones biogeográficas pueden afectar la respuesta de las especies al pastoreo (Alkemade et al., 2013). Observamos un efecto negativo del pastoreo en la riqueza de aves en las regiones del Afrotrópico y Neotrópico. A pesar de que estas regiones evolucionaron con herbívoros nativos, la introducción de ganado doméstico ha degradado considerablemente el ambiente, comprometiendo la diversidad de aves. Además, la falta de incorporación de tecnologías adecuadas y políticas públicas podrían estar determinando este patrón. Por otro lado, en la región Paleártica se observó un efecto positivo del pastoreo sobre la riqueza de aves, pero no significativo. En esta región, debido al cese de las actividades ganaderas, el abandono de tierras es frecuente. El pastoreo genera una estructura de la vegetación más heterogénea, lo que incrementa el número de microhábitats adecuados para una variedad de especies de pastizal y la biodiversidad en general (Luoto et al., 2003; Ranellucci et al., 2012). Similarmente, en ecosistemas que evolucionaron con el pastoreo por grandes herbívoros, el ganado puede tomar el rol ecológico de herbívoros nativos extintos, contribuyendo así a mantener la heterogeneidad del ecosistema (García et al., 2008). Por ende, en algunos casos, el pastoreo tradicional podría ser un método beneficioso para mantener y conservar tanto la flora como la fauna de los sistemas ganaderos, incluyendo la diversidad de aves. Por lo contrario, el efecto del pastoreo sobre la abundancia de aves no depende de las regiones biogeográficas. Probablemente, características locales relacionadas con las características del micro-hábitat y las decisiones de manejo (por ejemplo, tipo de ganado o la carga ganadera) podrían ser más relevantes para la abundancia de aves que la región biogeográfica.

En relación al tipo de ganado, el ganado bovino parece ser más determinante para la riqueza y abundancia de aves que los otros tipos de ganado. Esto puede deberse al efecto del pastoreo bovino sobre la estructura y cobertura de la vegetación y al efecto directo sobre algunas especies de aves, principalmente sobre las especies que nidifican en el suelo. La destrucción de nidos por el pisoteo del ganado vacuno a altas cargas ganaderas reduce el éxito reproductivo de varias especies (Dettenmaier et al., 2017; Johnson et al., 2012; Sabatier et al., 2015), **mientras que** la exclusión de ganado aumenta el éxito reproductivo de varias especies en peligro de extinción (Hartway & Mills, 2012). Además, la exclusión de ganado favorece la recomposición de

los suelos, aumentando la disponibilidad de recursos para las aves (Bellis & Muriel, 2015). Por otro lado, el número de casos de estudio que analizan el efecto del pastoreo por ganado bovino duplica los estudios analizan el efecto de pastoreo ovino, caprino, equino o una mezcla de ganados.

Este análisis global sugiere que altas intensidades de pastoreo reducen la riqueza y abundancia de aves. La riqueza de aves es reducida también por bajas intensidades de pastoreo. Intensidades moderadas parecen tener un impacto menor o nulo en comparación con áreas no pastoreadas. Estos resultados sugieren una relación no lineal entre el pastoreo y la diversidad de aves. Otros taxones también han mostrado un patrón similar. Por ejemplo, hay evidencias que sugieren que altas intensidades de pastoreo reducen la diversidad de la vegetación, de artrópodos y la microbiota del suelo, además, disminuye la abundancia de pequeños mamífero y reptiles (Neilly et al., 2016; van Klink et al., 2016; Wang & Tang, 2019). Sin embargo, la aparente falta de efecto de intensidades intermedias de pastoreo sobre la riqueza y abundancia de aves puede enmascarar cambios en la composición de las comunidades. La mayoría de los estudios comparan condiciones de pastoreo y no pastoreo. Desafortunadamente, pocos estudios reportan la intensidad de pastoreo. Por lo tanto, futuros estudios deben incluir mediciones de intensidad de pastoreo para entender mejor como el pastoreo afecta a la biodiversidad y, de este modo, proveer recomendaciones de manejo para mejorar la conservación de aves en los sistemas ganaderos. Destacamos la gran heterogeneidad que existe en la respuesta de la riqueza y abundancia de aves al pastoreo. Como consecuencia, la extrapolación de estudios a escalas pequeñas a una escala global debe hacerse con cuidado.

## 2.5. Conclusión

Este meta-análisis muestra patrones generales de la riqueza y abundancia de aves en sistemas ganaderos que pueden informar decisiones de manejo y direccionar futuras investigaciones. El pastoreo tiene un efecto negativo determinante sobre la riqueza y abundancia de aves. La abundancia de aves resultó particularmente afectada en ambientes ribereños, en sistemas de pastoreo a altas intensidades y con ganado bovino. Además, encontramos un efecto negativo significativo del pastoreo sobre la riqueza de aves en ecosistemas boscosos, en las regiones biogeográficas del Neotrópico y Afrotrópico, en sistemas de ganado bovino y a bajas y altas intensidades de pastoreo. Por lo tanto, las decisiones de manejo como la intensidad de pastoreo y el tipo de ganado podrían ayudar a reducir el impacto negativo del pastoreo sobre la riqueza y abundancia de aves. Intensidades moderadas de pastoreo y una diversificación del ganado parece tener un impacto menor o nulo sobre la riqueza y abundancia de aves. El pastoreo debe ser minimizado en los ecosistemas ribereños, ya que resultó particularmente perjudicial para la abundancia de aves. Además, otras medidas asociadas al manejo ganadero (por ejemplo, uso de fuego y tala) debe ser realizadas con cuidado para reducir el impacto sobre la diversidad de aves, principalmente en ecosistemas boscosos. Futuros estudios deberían explorar en profundidad el efecto de las intensidades medias de pastoreo sobre la diversidad y composición de aves para de esta manera realizar un mejor manejo del pastoreo y favorecer la conservación de aves en los establecimientos ganaderos.

## Capítulo III

# Materiales y Métodos

*“Tal vez nunca sepas que resultados generarán tu acción,  
pero si no haces nada no habrá ningún resultado.”*

Mahatma Gandhi



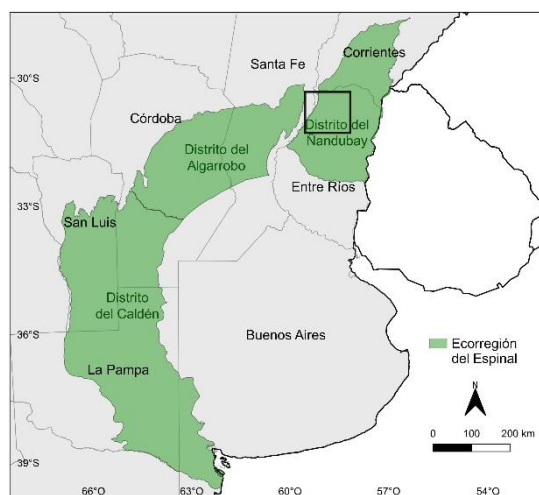
## Capítulo III: Materiales y Métodos

### 1.1. Área de estudio

#### 1.1.1. La ecorregión del Espinal

La ecorregión del Espinal (Matteucci, 2012) ocupa un amplio arco de bosque rodeando por el norte, oeste y sur a la ecorregión Pampa (Fig. 3.1). Abarca el sur de la provincia de Corrientes, mitad norte de la provincia de Entre Ríos, una faja central de la provincia de Santa Fe y Córdoba, centro y sur de la provincia de San Luis, mitad oriental de la provincia de La Pampa y sur de la provincia de Buenos Aires (Fig. 3.1). El Espinal se caracteriza por la presencia de bosques bajos y xerófilos dominados por especies arbóreas del género *Neltuma* (Cabrera, 1976; Matteucci, 2012). Los bosques maduros se caracterizan por la presencia de árboles de 5 a 10 m de altura, un estrato arbustivo y un estrato herbáceo bien diversificados. Los bosques pueden variar de densos a abiertos, incluyendo pastizales y sabanas (Matteucci, 2012). La presencia de importantes variaciones fisonómicas es debido a factores biogeográficos, dado que la ecorregión comprende una transición entre la ecorregión pampeana y la chaqueña, y a la heterogeneidad en el relieve y en los suelos (Matteucci, 2012). Además, la actividad económica que produce desmontes, cambios en el régimen natural del fuego, expansión de especies exóticas y la tala selectiva forman un paisaje fragmentado del bosque. Actualmente, las provincias de La Pampa y Entre Ríos concentran el 64% de la superficie remanente de bosque del Espinal (MAyDS, 2020).

El Espinal se subdivide en tres distritos florísticos según la especie arbórea dominante: Distrito del Ñandubay, Distrito del Algarrobo y Distrito del Caldén (Cabrera, 1976). Particularmente, el Distrito del Ñandubay (*Neltuma affinis*) comprende el sector mesopotámico, en las provincias de Corrientes y de Entre Ríos, donde se llevó a cabo este estudio (Fig. 3.1). El distrito del Ñandubay presenta además la mayor biodiversidad en la ecorregión, ya que comparte algunas especies con el Chaco Húmedo (SAyDS, 2006).



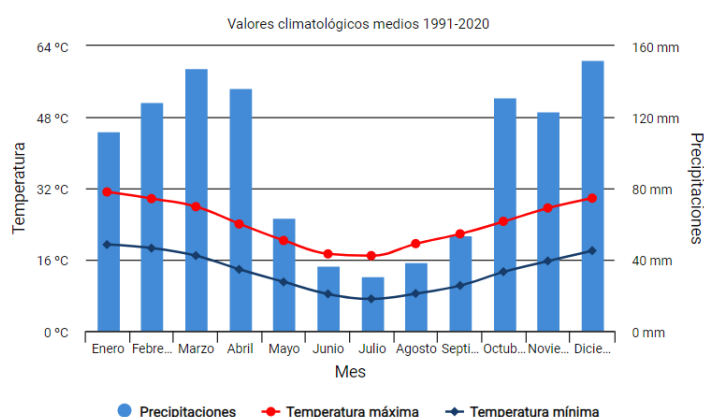
**Fig. 3.1.** Ubicación geográfica de la ecorregión del Espinal y sus distritos. En el recuadro negro se señala la ubicación del área de estudio en la provincia de Entre Ríos (más detalles en las Figs. 3.3 y 3.4).

### 1.1.2. El distrito del Ñandubay

Se caracteriza por los bosques xerófilos que contienen tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. El estrato arbóreo está dominado por Ñandubay (*Neltuma affinis*) y Espinillo (*Vachellia caven*). Además, comparten el estrato arbóreo con algarrobo negro (*Neltuma nigra*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y tala (*Celtis tala*). Otras especies que frecuentemente acompañan los bosques cerrados son el algarrobo blanco (*Neltuma alba*), el incienso (*Schinus longifolius*), el molle (*Schinus molle*), el chañar (*Geoffroea decorticans*), el coronillo (*Scutia buxifolia*) y los tembetarí (*Zanthoxylum fagara*, *Z. rhoifolium*), entre otras. Muy característica es la palmera caranday (*Trithrinax campestris*) de poca altura, que puede formar asociaciones puras o hallarse mezclada con el bosque (Cabrera, 1976). El estrato arbóreo raramente supera los 12 metros de altura (Matteucci, 2012).

El estrato arbustivo es de 1 a 3 m de altura y con una cobertura de hasta 50% (Menéndez & La Rocca, 2007). Está compuesto por varias especies, entre ellas la brea (*Vachellia astringens*), el ñapindá (*Senegalia bonariensis*), el garabato (*Senegalia praecox*), granadillo (*Castela tweedii*), azahar de monte o niño rupá (*Aloysia gratissima*), y varias especies de los géneros *Baccharis*, *Vernonia* y *Eupatorium*, y cactáceas. En áreas de suelo salinos, pobres en materia orgánica erosionados y sujetos a anegamiento (blanquizales), es característica la presencia de la palma caranday (*Trithrinax campestris*). El estrato herbáceo es de hasta 1 m de altura, con una alta cobertura y rico en gramíneas (Menéndez & La Rocca, 2007). Existen muchas monocotiledóneas, dicotiledóneas y enredaderas como el peine de mono (*Amphilophium carolinae*), la pasionaria (*Passiflora coerulea*) y la zarzaparrilla (*Smilax campestris*), entre otras (Cabrera, 1976).

El clima del distrito del Ñandubay varía de subtropical húmedo de llanura a templado húmedo de llanura de norte a sur. En general los inviernos son relativamente suaves y las precipitaciones son de distribución irregular con aumentos estacionales en otoño y primavera (Matteucci, 2012) (Fig. 3.2). La temperatura media anual aumenta latitudinalmente de sur a norte de 18 °C a 20.5 °C, siendo enero el mes más cálido con una temperatura media entre 25 °C y 27 °C, y julio el mes más frío con una temperatura media entre 12 °C y 14 °C (Fig. 3.2). La precipitación media anual disminuye en forma gradual de noreste a sudoeste y oscila entre 1000 a 1300 mm, con un déficit hídrico moderado en el invierno y en el verano.



**Fig. 3.2.** Climograma con los valores medios mensuales de temperatura y precipitación para el periodo 1991-2020 de la ciudad de La Paz, ubicada en el departamento de La Paz, Entre Ríos. Figura obtenida del Servicio Meteorológico Nacional.

Los suelos del distrito del Ñandubay se formaron sobre sedimentos loésicos de origen lacustre, palustre y aluvial. Estos suelos se encuentran predominantemente dentro de los órdenes de los Vertisoles, Molisoles y Alfisoles. Presentan como rasgos comunes el alto contenido de arcillas y el drenaje deficiente. Los Vertisoles se encuentran en un paisaje de peniplanicie muy suavemente ondulada a ondulada. Son suelos pesados, con porcentajes variables de arcillas expansivas (lo cual hace que mientras están húmedos sean difíciles de trabajar y cuando están secos se endurezcan y agrieten). Tienen mediano a alto contenido de nutrientes. Los Molisoles son excelentes suelos agrícolas, ricos en materia orgánica, bien estructurados y en general bien drenados. Los Alfisoles se ubican en áreas altas planas a muy suavemente onduladas. Son suelos minerales generalmente húmedos, con problemas de drenaje y encharcamiento (debido a un alto contenido de arcilla o a un horizonte subyacente impermeable). El contenido de materia orgánica es bajo a mediano (INTA, 1984; Matteucci, 2012; Spahn, 2013).

### *1.1.3. Estado de conservación del distrito del Ñandubay*

El distrito del Ñandubay presenta una larga historia de transformación y degradación que se origina desde la época de la colonización (Nanni et al., 2020). Se estima que se ha perdido tres cuartas partes de la superficie boscosa, ocupando actualmente una superficie de 2.337.984 ha (MAyDS, 2020; SAyDS, 2006). Su estructura se ha transformado en los distintos procesos de colonización, explotación de recursos forestales y expansión agropecuaria, los cuales se intensificaron en el último siglo.

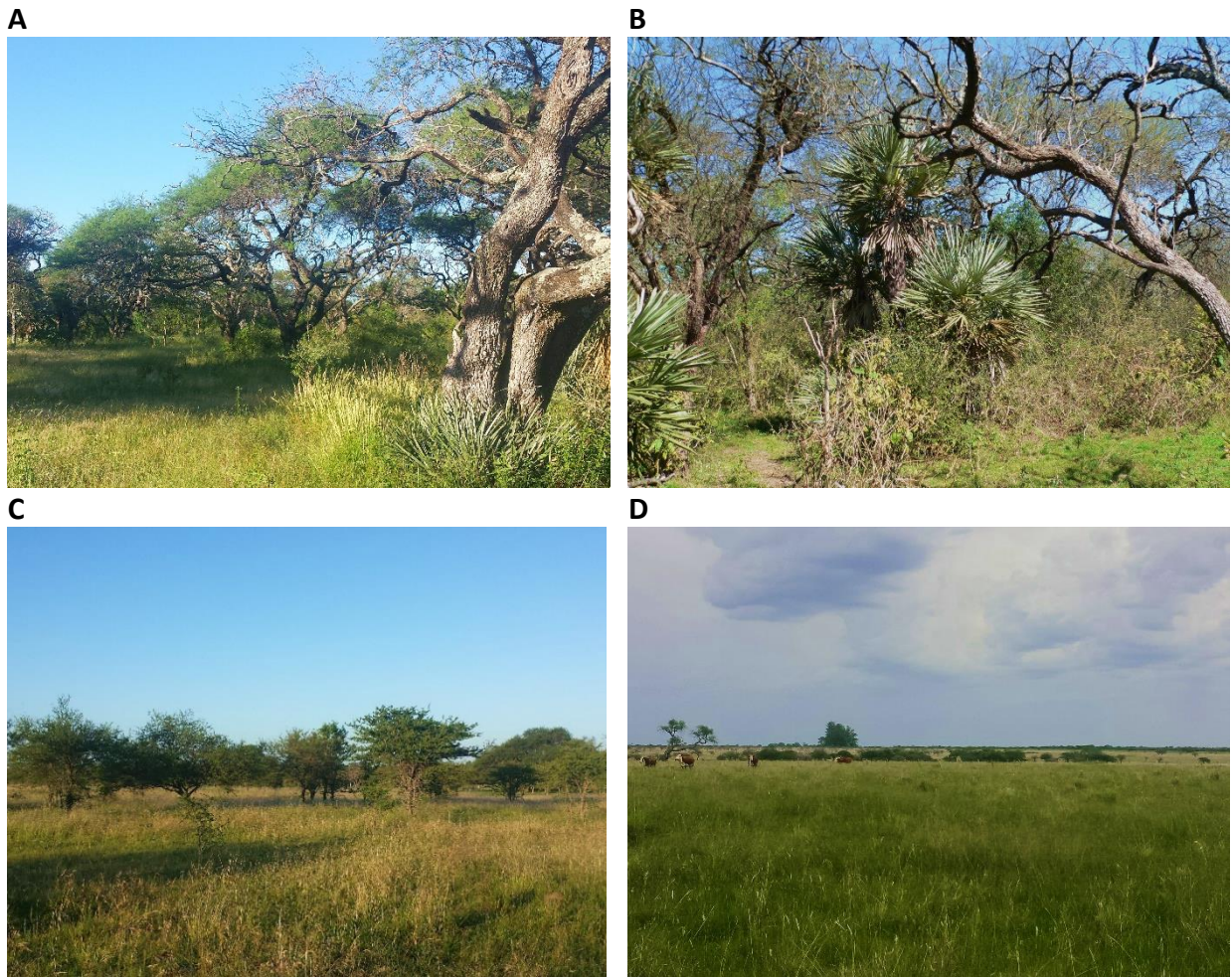
Históricamente desde el siglo XVII, el bosque del Ñandubay ha sido explotado principalmente por actividades ganaderas que, a lo largo del tiempo, han modificado la vegetación nativa (Gaignard, 1989; SAyDS, 2006). Si bien existían importantes poblaciones de herbívoros nativos en la zona (e.g., el venado de las pampas, vizcachas), el pastoreo continuo, el pisoteo y ramoneo del ganado fue el mayor factor de modificación de vegetación del bosque (SAyDS, 2006). El sobrepastoreo ha afectado los mecanismos de regeneración de las poblaciones arbóreas y arbustivas, alterando el régimen de incendios naturales, la estructura de los pastizales naturales y dificultando la regeneración del bosque (Asner et al., 2004; Macias, 2011; Sione et al., 2006). Además, ha aumentado el riesgo de erosión, provocando cambios en la estructura del suelo por el pisoteo en sitios con sobrecarga animal (Sabattini et al., 2002).

Otras actividades que contribuyeron a la transformación fisionómica del distrito del Ñandubay fueron la extracción selectiva de productos forestales y el avance de la frontera agrícola (SAyDS, 2006). La explotación forestal para el abastecimiento de madera y leña a los grandes centros urbanos ha sido tan intensa en el pasado que, en la actualidad, quedan pocos rodales maderables (Gaignard, 1989). En el siglo XX, la deforestación para la agricultura ha afectado grandes superficies del bosque nativo, donde la producción agropecuaria era marginal o sin aptitud del suelo (Nanni et al., 2020). Sin embargo, la utilización de técnicas inapropiadas ocasionó una importante erosión del suelo y problemas de agotamiento de nutrientes (Casermeiro et al., 2001), conduciendo al abandono de los cultivos (SAyDS, 2006). La recolonización de especies arbóreas, como el ñandubay y el espinillo, forma actualmente extensas sabanas, erosionadas y degradadas, pero aptas para ganadería (León & Movia, 1981).

Sin embargo, los procesos de degradación y desmonte continúan en la actualidad con nuevos problemas por el uso excesivo de herbicidas y fertilizantes (SAyDS, 2006). La presencia de especies exóticas invasoras, como la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*), el paraíso (*Melia azedarach*) y el ligustro (*Ligustrum lucidum*), es otro factor de transformación que actualmente afecta al Espinal (SAyDS, 2006).

Bajo estos factores de presión, los bosques actuales del Espinal han perdido gran parte de su extensión original, sin existir tierras que no hayan tenido un pasado agrícola a lo largo del último siglo (León & Movia, 1981). Se estima que desde fines del siglo XIX hasta 1955, se perdieron unas 7.000.000 ha de bosque nativo (Matteucci, 2012). Actualmente, la superficie de bosque nativo del Espinal en la provincia de Entre Ríos ocupa una superficie aproximada de 1.476.835 ha, ubicados en mayor proporción en los departamentos de Federal, Feliciano, La Paz y Villaguay (MAyDS, 2020; Sabattini et al., 2015; Fig. 3.1). En particular, el departamento de Feliciano presenta un 75,6% de su superficie con una cobertura de suelo de bosque nativo, mientras que el departamento de La Paz cuenta con un 56,3% de su superficie cubierta por bosque nativo (MAyDS, 2020). La mayoría de estos bosques se encuentran integrados a sistemas de producción ganadera. Asimismo, el Distrito del Ñandubay tiene un grado muy bajo de representación en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, cubriendo solo un 0.2% de la superficie del Espinal entrerriano (Burkart, 2006).

El campo natural de estos bosques constituye la base forrajera de la mitad del stock bovino y ovino provincial de Entre Ríos, siendo el uso ganadero la principal actividad económica de la región (Calvi & Rodríguez, 2014; Engler et al., 2008). Sin embargo, siglos de ganadería extensiva y extracción forestal sin planificación y manejo adecuado, y modificaciones en el régimen natural de disturbios como el fuego, provocaron no solo la disminución y fragmentación espacial del bosque, sino también una profunda modificación florística, estructural y funcional, contribuyendo a la degradación del bosque remanente con importantes consecuencias ecológicas, económicas y sociales en la región (León & Movia, 1981; Lewis et al., 2009; Spahn, 2013). Asimismo, desde el último siglo, la explotación ganadera del bosque nativo se realiza con densidades muy altas, que superan la capacidad receptiva potencial de la base forrajera (Soca et al., 2020). Como resultado, actualmente se observan distintos grados de degradación del bosque nativo (Rojido et al., 2021; Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013) (Fig. 3.3). Los bosques poco degradados (Fig. 3.3A) son abiertos y presentan árboles maduros, renovales arbóreos y una baja cobertura de arbustos (Spahn, 2013). En cambio, en los bosques más degradados, el sobrepastoreo ha llevado al aumento de la densidad de especies arbustivas como las chilcas (*Baccharis salicifolia*, *Baccharis punctulata*, *Baccharis dracunculifolia*, *Eupatorium hecatanthum*, *Bromelia serra*) y el romerillo (*Aloysia gratissima*) (Fig. 3.3B). Asimismo, el sobrepastoreo en conjunto con otras actividades antrópicas han generado áreas abiertas, caracterizadas por sabanas, dominados por *Vachellia caven* y/o *Neltuma affinis*, y especies herbáceas de bajo valor forrajero (Fig. 3.3C), o pastizales con predominio de especies nativas de los géneros *Paspalum*, *Andropogon* y *Axonopus* en los casos donde se ha perdido el bosque (Sabattini et al. 1999; Spahn 2013; Fig. 3.3D). En áreas con sobrepastoreo prolongado, es común que las colonias de caraguatá (*Eryngium horridum*) y/o *Melica macra* dominen el estrato herbáceo.



**Fig. 3.3.** Fotos descriptivas de distintos estados o condiciones del bosque tomadas en el área de estudio. A) Bosque abierto con presencia de árboles maduros; B) bosque denso arbustizado; C) áreas abiertas con fisonomía de sabana; y D) pastizales.

#### 1.1.4. Las aves del distrito del Ñandubay en Entre Ríos

El distrito del Ñandubay no presenta endemismos en su fauna silvestre, pero alberga una alta diversidad de fauna, debido principalmente a la cercanía de otras ecorregiones, como la ecorregión Chaqueña, el Monte y la Pampeana (Matteucci, 2012). Además, la alta heterogeneidad ambiental del Espinal y la intervención humana contribuyen a una mayor biodiversidad (Matteucci, 2012; SAyDS, 2007). Sin embargo, la avifauna del noroeste de Entre Ríos, y en particular del Espinal en Entre Ríos, ha recibido poca atención por los ornitólogos y es aún poco estudiada (Dardanelli et al., 2018; Sarquis et al., 2021). Por lo cual, el valor de conservación para las aves de la región no ha sido evaluado suficientemente (Dardanelli et al., 2018; Sarquis et al., 2021). Se ha reportado un total de 317 especies de aves en el norte de la provincia de Entre Ríos, de las cuales 17 especies están amenazadas a nivel nacional y 9 especies amenazadas a nivel global (Dardanelli et al., 2018). Entre ellas, se destacan el cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*) y el ñandú (*Rhea americana*). En el norte de Entre Ríos existe un área importante para la conservación de las aves, conocida como Selva del Montiel (IBA AR 127),

designado por BirdLife International (2024). Se dispone de un proyecto para la creación de un Parque Nacional en dicha área. Sin embargo, esta área representa una porción pequeña de la región del Espinal (1.3%) y actualmente se encuentra bajo uso ganadero.

Por otro lado, como la región del Espinal cuenta con una baja representación en el sistema de áreas protegidas (Burkart et al., 1999; MAyDS, 2020), los predios ganaderos familiares se convierten en sitios claves para conservar la biodiversidad. Por ello, es de extrema necesidad y urgencia desarrollar lineamientos de manejo que permitan compatibilizar la producción ganadera con la conservación de la biodiversidad.

#### *1.1.5. Los sistemas ganaderos familiares del Espinal de Entre Ríos*

La actividad ganadera extensiva ha sido el uso habitual del suelo en la ecorregión del Espinal en Entre Ríos. Actualmente, la región cuenta con aproximadamente 20 mil productores y 1,7 millones de vientres bovinos (SAGyP, 2023). La productividad promedio de la región es de 70,2 kg peso vivo por hectárea al año, con un porcentaje de destete inferior al 70%, lo cual equivale a escasos resultados económicos (SAGyP, 2023).

La mayor parte de la ganadería de cría de la región es realizada por productores familiares, quienes residen en sus establecimientos o localidades cercanas y proveen la mayor parte de la mano de obra y gestión del establecimiento (Engler et al., 2008). Las razas de ganado bovino más comunes son las británicas como Aberdeen Angus y Hereford, así como las cruas de razas británicas con razas índicas (Braford y Brangus), las cuales están bien adaptadas a las condiciones ecológicas del noreste Argentino (Bavera, 2011). Además de la cría de ganado bovino, es frecuente la diversificación productiva como la cría de ovejas, cabras, cerdos, agricultura y apicultura.

Los productores ganaderos familiares utilizan prácticas tradicionales de manejo ganadero que han sido transmitidas a lo largo de generaciones, basados en conocimientos y técnicas heredadas. La mayoría de los productores realizan pastoreo continuo y llevan a cabo un ciclo completo de producción que abarca desde la cría y el destete hasta el engorde de los animales. El manejo reproductivo se rige por métodos tradicionales que involucran el seguimiento de ciclos naturales de celo y uso de toros para la reproducción natural, por lo que la preñez de las vacas es continua.

El principal recurso forrajero de los sistemas ganaderos familiares es el estrato herbáceo del bosque nativo, denominado campo natural (Allen et al., 2011). El estrato herbáceo se caracteriza por la dominancia de gramíneas C4, lo que genera una marcada estacionalidad en la productividad forrajera (El Mujtar et al., 2021; Lezana, 2016). La carga ganadera promedio de los productores ganaderos familiares en el norte de Entre Ríos es aproximadamente de 1 EV/ha, con una baja asignación forrajera durante la mayor parte del año (Soca et al., 2020). Estas cargas superan la capacidad de carga esperada para estos sistemas (0,6 EV/ha) considerando la productividad forrajera del campo natural (Blanco et al., 2019; Lezana, 2016; Soca et al., 2020).

Los elevados niveles de carga animal y la falta de gestión espacio-temporal conducen al sobrepastoreo y una mala distribución espacial. Esta situación, en interacción con la variación climática, contribuye a bajos niveles de consumo, un balance de energía deficiente y un bajo

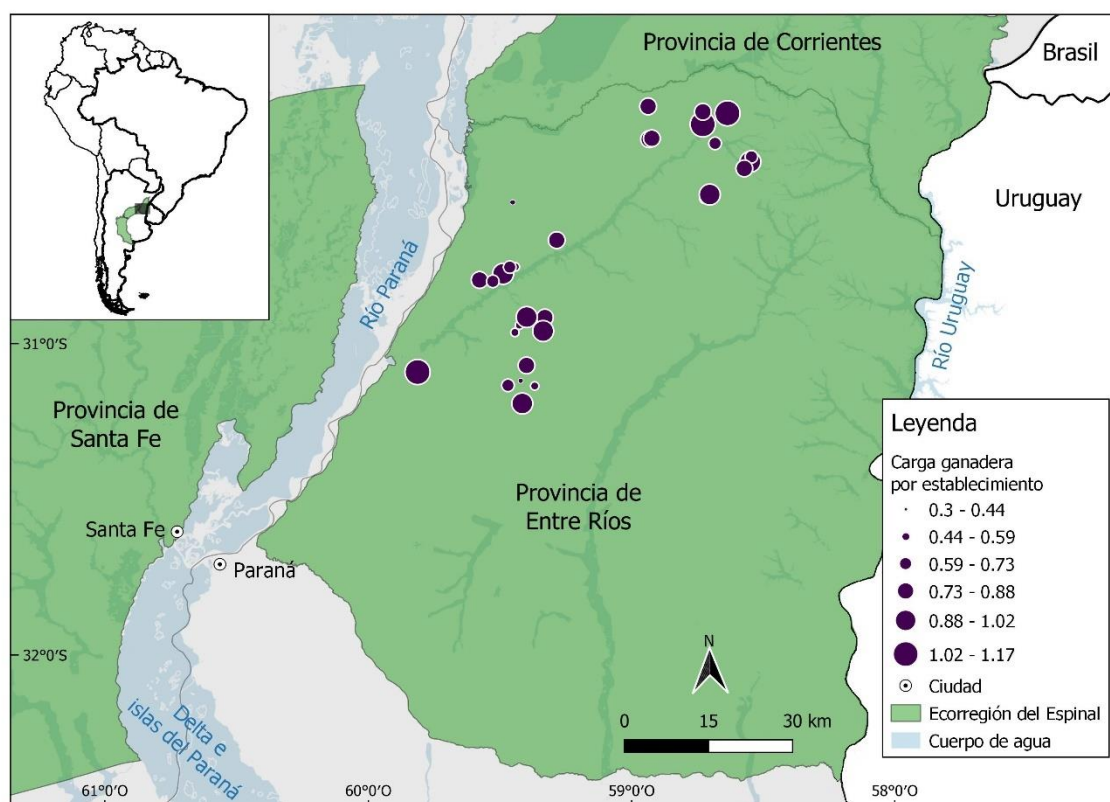
porcentaje y peso al destete de los terneros (Soca et al., 2020). Estos modelos productivos con limitada producción animal resultan muy vulnerables a los cambios climáticos, impactando negativamente en los resultados económicos y poniendo en riesgo la sustentabilidad de la ganadería familiar.

## 1.2. Diseño de muestreo

La tesis se enmarcó dentro del proyecto FONTAGRO “Plataforma de innovación para la sustentabilidad de sistemas ganaderos familiares en Uruguay y Argentina” (FTG/RF-15461-RG; 2016-2019) llevado adelante por un grupo interdisciplinario de investigadores del INTA-Paraná y la Universidad Autónoma de Entre Ríos (UADER). A continuación, se detalla los métodos generales empleados para la selección de los sitios de muestreo y el relevamiento a campo de aves y variables ambientales, los cuales fueron utilizados en todos los capítulos. Cada capítulo presenta una descripción específica de los métodos particulares adoptados para su respectivo análisis.

### 1.2.1. Selección de los sitios de muestreo

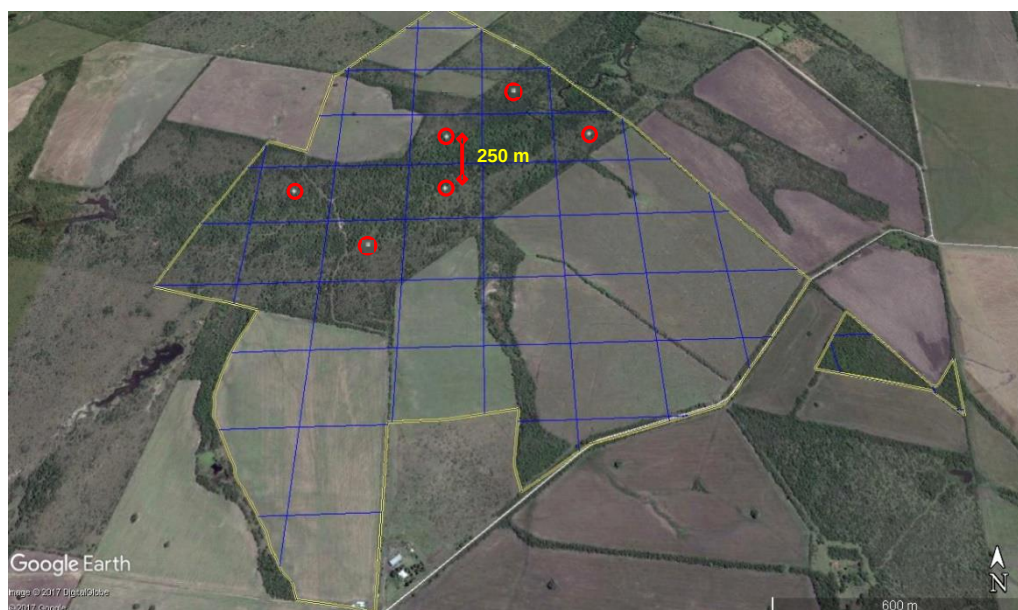
A partir de una base datos de productores ganaderos, construida por agentes de extensión de INTA de los departamentos de La Paz y Feliciano en la provincia de Entre Ríos, se identificaron 55 productores ganaderos familiares en función de las siguientes características: a) la familia reside en el establecimiento o zonas muy cercanas; b) la ganadería de cría es su principal fuente de ingresos; c) al menos la mitad de la mano de obra utilizada es aportada por el núcleo familiar; d) la principal fuente de forraje para el ganado proviene del bosque nativo; e) incorporan cambios en su sistema de gestión en base a información técnica; f) podría estar interesado en participar en proyectos de innovación ganadera llevadas a cabo por el INTA. De los 55 productores, se eligieron los 30 casos más extremos en cuanto a la carga animal. De este modo, los 30 establecimientos seleccionados representaron un gradiente de degradación del bosque nativo del Espinal por uso ganadero (Fig. 3.4).



**Fig. 3.4.** Ubicación geográfica de los establecimientos de los productores ganaderos familiares (puntos) seleccionados en los departamentos de La Paz y Feliciano, en el noroeste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. El tamaño de los puntos indica la carga ganadera (EV/ha) del establecimiento.

La superficie de los establecimientos varió entre 50 y 1289 ha (promedio: 300 ha). Los establecimientos se dedican a la ganadería de cría, la mayoría de ganado vacuno y en menor medida una mezcla de ganado bovino y ovino. Los establecimientos realizan pastoreo continuo, con una carga ganadera promedio de 0.75 UV/ha (rango: 0.24-2.65 UV/ha). Esta carga ganadera resulta ser mayor a la receptividad natural del estrato herbáceo en la región (0.6 UV/ha; Soca et al., 2020). Como consecuencia, la degradación ambiental, caracterizada por una baja altura y cobertura del estrato herbáceo y una alta proporción de suelo desnudo, es observada frecuentemente en los establecimientos.

Sobre una imagen de Google Earth de cada establecimiento, se ubicó una grilla con celdas de 250 x 250 m y se identificaron aquellas que incluyeran una cobertura de bosque nativo en al menos un 25% de la superficie de la celda (rango de cobertura: 25-100%) (Fig. 3.5). Luego, se seleccionaron al azar 6 celdas por establecimiento, donde se colocaron los sitios de muestreo ( $N = 180$ ). En cada sitio de muestreo, se realizó el relevamiento de aves y se midió la estructura y composición de la vegetación. Los sitios de muestreo se encontraron separados entre sí por una distancia mínima de 250 m (promedio: 534.9 m, rango: 250-1803 m) y a 100 m del borde del bosque o del establecimiento para garantizar la independencia estadística entre las unidades de muestreo y evitar el efecto borde (Bibby et al., 2000).

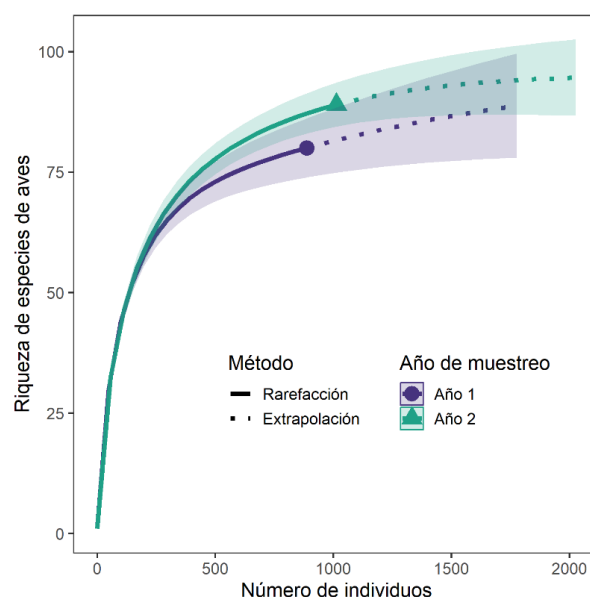


**Fig. 3.5.** Imagen satelital de uno de los establecimientos estudiado con la grilla delimitada donde se seleccionó aleatoriamente los sitios de muestreo sobre la superficie de bosque nativo.

### 1.2.2. Relevamiento de aves

Se realizó el relevamiento de las aves mediante el método de conteo por puntos, para registrar todas las aves vistas y oídas dentro y fuera de un radio de 25 m, durante 10 minutos (Bibby et al., 2000). Los muestreos se realizaron durante dos estaciones reproductivas consecutivas (i.e., octubre a diciembre 2017 y octubre 2018 a enero 2019) para capturar posibles variaciones climáticas. En cada estación reproductiva o año de muestreo, se realizaron dos repeticiones de muestreo por punto de conteo, durante el mismo día. Dos observadores realizaron los conteos de las aves desde el amanecer hasta las 11 am y desde las 3 pm hasta el atardecer (momentos de mayor actividad de las aves), siempre bajo condiciones climáticas favorables (viento mínimo y sin lluvia). Para cada sitio de muestreo y estación reproductiva se consideró la abundancia de cada especie registrada como el número máximo de individuos registrados entre las repeticiones (Bibby et al., 2000). La riqueza de especies por sitio de muestreo y estación reproductiva fue el número total de especies registradas durante las dos repeticiones.

Se analizó si el esfuerzo de muestreo fue adecuado en los dos años de muestreo a través de un análisis de rarefacción basado en individuos para estimar la riqueza de especies con los datos de abundancia. Se utilizó el paquete *iNEXT* (Hsieh et al., 2020) del software R para estimar las curvas de rarefacción. Las curvas (incluyendo la extrapolación) mostraron que el esfuerzo realizado para los relevamientos fue adecuado para representar la riqueza de especies a escala regional (Fig. 3.6).



**Fig. 3.6.** Curvas de rarefacción de especies de aves para los dos años de muestreo.

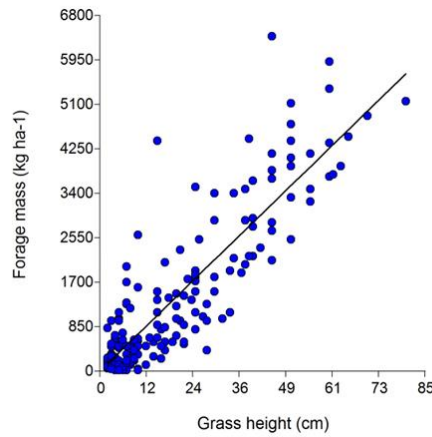
### 1.2.3. Relevamiento de variables ambientales

Para evaluar la relación entre las aves y la degradación del bosque por sobrepastoreo, se relevaron a campo distintas variables de la estructura de la vegetación y, además se estimó un índice de intensidad de pastoreo. Estas variables fueron consideradas a lo largo de toda la tesis. Cuestiones metodológicas particulares de cada objetivo específico de la tesis se abordan en cada capítulo.

En cada sitio de muestreo, se caracterizó la estructura de la vegetación en parcelas de 20 x 20 m, centradas en el punto de observación de aves. Se cuantificó el número de árboles (estrato arbóreo mayor a 3 m de altura) y arbustos (estrato arbustivo compuesto por arbustos y árboles menores a 3 m de altura) presentes en la parcela, se midió además el diámetro a la altura del pecho de los árboles (DAP) y la altura de todos los árboles vivos (m). Se estimaron visualmente las coberturas de los estratos arbóreo, arbustivo, herbáceo y el porcentaje de suelo desnudo. En base a estos datos, se calculó la densidad de árboles (número de árboles / m<sup>2</sup>), la densidad de arbustos (número de arbustos / m<sup>2</sup>), el DAP (cm) y la altura promedio de árboles por parcela (m). Todas estas medidas de estructura de la vegetación fueron medidas durante el primer año de muestreo.

Adicionalmente, se midió la altura del estrato herbáceo (cm) en intervalos de 1 m a lo largo de una transecta de 50 m de longitud, centrada en el punto de observación de aves (Daubenmire, 1959). Con estos datos, se calculó la altura promedio del pasto (cm) en cada sitio de muestreo y se estimó la cantidad de forraje disponible (kg materia seca/ha) utilizando una ecuación lineal previamente establecida (Dardanelli et al., 2018; Lezana, 2023) que relaciona la altura del pasto y el forraje disponible en la región (Fig. 3.7):

$$\text{Forraje Disponible} = 70.03 \text{ kg ha}^{-1} \text{cm}^{-1} * \text{Altura pasto cm}$$



**Fig. 3.7.** Relación entre la cantidad de forraje disponible y la altura del pasto en bosque de Espinal de Entre Ríos. Valores de la regresión lineal:  $r^2$ : 0,88, p-value <0,0001. Figura obtenida de Dardanelli et al. (2018).

Por otro lado, se obtuvo la carga ganadera (kg peso vivo/ha) por medio de entrevistas realizadas a los productores ganaderos. Se utilizó la cantidad de forraje disponible y la carga ganadera para caracterizar la presión de forrajeo en cada establecimiento por medio de la estimación del índice de intensidad de pastoreo (IP). El índice IP (Dardanelli et al., 2022; Lezana et al., 2018) se define como la relación de la carga ganadera por unidad de forraje disponible (kg peso vivo / kg materia seca) en un momento determinado, y se estima mediante la siguiente ecuación:

$$IP = \frac{\text{carga ganadera}}{\text{forraje disponible}}$$

El índice IP es una buena aproximación para medir el potencial impacto de la producción ganadera al ambiente (Cruz et al., 2010; Do Carmo et al., 2018; El Mujtar et al., 2021). Como la altura del pasto es muy sensible a las variaciones ambientales (i.e., precipitaciones, temperaturas, etc.), esta variable se midió en los dos años de muestreo (2017 y 2018) y se estimó el IP para cada establecimiento en los dos años estudiados (Sollenberger et al., 2005).

## Capítulo IV

# Diversidad funcional y taxonómica de aves en el Espinal entrerriano

*“Cada individuo importa,  
cada individuo tiene un rol que desempeñar,  
cada individuo marca la diferencia.”*

Jane Goodall



Foto: Ignacio Rojido

## Capítulo IV: Diversidad funcional y taxonómica de aves en el Espinal entrerriano<sup>2</sup>

---

### 4.1. Introducción

La biodiversidad es altamente dependiente del estado ecológico de los sistemas agrícola-ganaderos (Frishkoff et al., 2014). En particular, los sistemas ganaderos extensivos presentan un impacto ambiguo sobre la biodiversidad, ya que varía con la frecuencia e intensidad de pastoreo. Intensidades de pastoreo bajas o medias incrementan la heterogeneidad de microhábitats en los bosques, lo cual beneficia la diversidad de especies de aves (Bellis et al., 2015; Martin & McIntyre, 2007; Neilly & Schwarzkopf, 2019). Por el contrario, el sobrepastoreo sostenido en el tiempo resulta en una disminución de la cobertura de herbáceas, arbustización (debido a la proliferación de arbustos tolerantes al pastoreo) y una pérdida de renovales de árboles (Asner et al., 2004; Macias, 2011; Mazzini et al., 2018). Estos cambios conducen a una severa degradación del hábitat y a la pérdida de biodiversidad (Alexandratos & Bruinsma, 2012; Godde et al., 2018; Neilly et al., 2016). Sin embargo, los beneficios potenciales de los sistemas ganaderos para la biodiversidad son menos conocidos, dado que la mayoría de los estudios se enfocan en sus impactos sobre la biodiversidad más que en conciliar la biodiversidad con la producción (Codesido & Bilenca, 2021; Neilly et al., 2016). Por lo tanto, son necesarios esfuerzos que permitan establecer escenarios beneficiosos para la producción y la conservación de la biodiversidad (Öllerer et al., 2019).

Dentro del grupo de fauna, las aves se destacan por ser indicadoras de los cambios ambientales (Albanesi et al., 2014; Battisti & Fanelli, 2015; Bellis et al., 2021), ya que cumplen roles esenciales en el ecosistema, como la polinización, la dispersión de semillas, el control biológico, entre otros (Sekercioglu, 2006; Whelan et al., 2016). En los bosques, la persistencia de la diversidad de aves es crucial para su funcionamiento y regeneración (Sekercioglu, 2006). Además, son vitales para el mantenimiento de la productividad primaria y la resiliencia del ecosistema (Sekercioglu, 2006), los cuales también son necesarios para la ganadería en bosques. De este modo, estudios con un enfoque funcional son una alternativa para evaluar el impacto de la ganadería sobre la biodiversidad. Adicionalmente, el estudio de la diversidad taxonómica de aves no es suficiente para elucidar los efectos de la pérdida de aves sobre el funcionamiento ecosistémico (Gagic et al., 2015). Además, los mecanismos de cambios en la composición de las comunidades a lo largo de gradientes ambientales pueden ser entendidos de una mejor manera a través de un enfoque funcional, el cual determina como los individuos responden a cambios ambientales (Luck et al., 2012; Mason et al., 2008; Mouillot et al., 2013). El estudio de los rasgos funcionales puede ser además una herramienta valiosa para predecir las consecuencias del cambio en el paisaje sobre el funcionamiento ecosistémico y la provisión de servicios ecosistémicos por las especies (Luck et al., 2012).

---

<sup>2</sup> Este capítulo se encuentra publicado en: Barzan, F.R., Bellis, L.M., Canavelli, S.B., Calamari, N.C., & Dardanelli, S. (2023). Bird functional and taxonomic diversity in xerophytic forests: contributing to balance bird conservation and livestock production. *Agricultural, Ecosystem & Environment*, 355, 108588. DOI: [10.1016/j.agee.2023.108588](https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108588)

En los bosques del Espinal de Argentina, la actividad ganadera es una de las principales actividades económicas que ha afectado negativamente el funcionamiento ecosistémico desde el siglo XVI (Matteucci, 2012; Nanni et al., 2020; Paolilli et al., 2019). Además, la expansión de la frontera agrícola y la tala selectiva han cambiado drásticamente la configuración y composición espacial del paisaje durante las últimas décadas (Muñoz et al., 2005). Como la mayoría de los remanentes de bosques son utilizados para actividades agropecuarias, es crucial estudiar el impacto de la ganadería sobre las comunidades de aves, con un enfoque funcional para definir estrategias de conservación y promover un manejo ganadero sustentable.

En este capítulo, se evaluó el efecto de la estructura de la vegetación del bosque sobre las aves en un gradiente de intensidad de pastoreo, en los bosques del Espinal del norte de Entre Ríos. El objetivo fue analizar las asociaciones entre la diversidad funcional y taxonómica de las aves con la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo, identificando variables que influyen sobre las distintas métricas de diversidad de aves. Se abordaron las siguientes preguntas: 1) ¿es la estructura del bosque un factor explicativo de la diversidad funcional y taxonómica de aves en los bosques del Espinal de Entre Ríos con ganadería?; 2) ¿qué rasgos funcionales de aves están asociados con la estructura del bosque en un gradiente de intensidad de pastoreo?; 3) ¿responden de manera similar la diversidad taxonómica y funcional de las aves a la estructura del bosque?

A largo plazo, la actividad ganadera (i.e., el pastoreo constante y las prácticas de manejo ganadero históricas) genera cambios en la estructura y composición de la vegetación, conduciendo a estados degradados del bosque (Yates et al., 2000). Por ello, el efecto de la ganadería sobre las aves podría estar relacionado con las modificaciones en la cobertura de la vegetación mediadas por el pastoreo (es decir, un efecto indirecto), que alteran las condiciones de hábitat para las aves (Lindenmayer et al., 2018; Martin & McIntyre, 2007; Val et al., 2018). Debido a esto, esperamos que las condiciones de hábitat actúen como un filtro ambiental, determinando el establecimiento y persistencia de especies de aves con rasgos tolerantes a una condición de hábitat en particular (Kraft et al., 2015). Por otro lado, analizamos el efecto directo de la intensidad de pastoreo sobre la diversidad de aves como una medida actual de presión de pastoreo. Debido a la larga historia de uso ganadero del bosque nativo de Espinal y su coevolución con herbívoros nativos, según la hipótesis de disturbio intermedio, esperamos que bajas y altas intensidades de pastoreo reduzcan la diversidad funcional y taxonómica de aves, mientras que intensidades intermedias la maximicen. Por último, analizamos las implicancias de los resultados para compatibilizar la producción ganadera con la conservación de las aves en los bosques del Espinal en Entre Ríos.

## 4.2. Métodos

El trabajo se realizó en 30 establecimientos ganaderos ubicados en el bosque del Espinal de Entre Ríos, donde se realizaron relevamientos de aves y vegetación en 6 sitios de muestreo por establecimiento. Más detalles metodológicos y descriptivos en el capítulo 3.

#### 4.2.1. Índices de diversidad funcional y taxonómica de aves

Para cada sitio de muestreo, se calculó la diversidad taxonómica de aves, la riqueza de especies y la diversidad funcional, a partir de los registros de aves en un radio de distancia ilimitada. La utilización de los registros de una distancia ilimitada permitió contar con una base de datos más grande, conteniendo múltiples especies con una variedad de características funcionales por sitio, y permitiendo estimaciones más informativas y robustas de los índices de diversidad funcional (Villéger et al., 2008). La diversidad taxonómica fue estimada mediante el exponencial del índice de Shannon-Wiener, conocido también como número equivalente de especies (Jost, 2006; Jost et al., 2010; Jost & González-Oreja, 2012).

La diversidad funcional se midió utilizando cuatro índices: riqueza funcional (FRic), equitatividad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y dispersión funcional (FDis) (Laliberté & Legendre, 2010; Villéger et al., 2008). Estos índices cuantifican diferentes aspectos complementarios de la diversidad funcional de la comunidad (Tabla 4.1), con las especies distribuidas en un espacio multidimensional de rasgos (Villéger et al., 2008). Para calcular los índices, primero se seleccionaron los rasgos de las aves relacionados a la morfología, dieta, requerimientos de hábitat y habilidades para explotar recursos (Tabla 4.2). Los rasgos seleccionados son relevantes para entender la respuesta de las aves a cambios ambientales y para evaluar la contribución de las aves a funciones ecosistémicas (Luck et al., 2012). Los rasgos de las especies se obtuvieron de la literatura (Billerman et al., 2020; BirdLife International, 2020; de la Peña, 2013; Short, 1975; Stotz et al., 1996; Wilman et al., 2014). Se convirtió la matriz de especies por rasgos en una matriz de distancia de disimilitud usando la distancia de Gower, la cual permite una combinación de rasgos continuos, categóricos y ordinales (Podani, 1999). Luego, se realizó un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) con la matriz de distancia de Gower para desarrollar un espacio funcional para cada sitio de muestreo. Se calculó FRic, FEve, FDiv y FDis a partir del espacio multidimensional de rasgos y los datos de abundancia de las especies para cada sitio de muestreo. FRic representa la cantidad de espacio del nicho funcional ocupado por las especies de una comunidad. FEve cuantifica cuán uniformemente distribuidos están los rasgos de las especies dentro del espacio funcional, ponderados por su abundancia. FDiv representa el nivel de diferenciación de nichos en el ensamble y aumenta con el número de especies que presentan valores únicos de rasgos funcionales (Villéger et al., 2008). FDis mide la dispersión de las especies en el espacio funcional, basándose en la distancia media de cada especie a un valor centroide de todas las especies (Laliberté & Legendre, 2010). Se utilizó la función *dbFD* del paquete FD (Laliberté et al., 2014; Laliberté & Legendre, 2010) para estimar los índices de diversidad funcional en R, versión 4.0.2 (R Core Team, 2020).

**Tabla 4.1.** Definición e interpretación biológica de los índices de diversidad funcional empleados en este estudio.

| <b>Índice</b>                  | <b>Definición*</b>                                                                                                                                | <b>Interpretación biológica</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|--------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Riqueza funcional (FRic)       | Representa la cantidad de espacio del nicho funcional ocupado por las especies de una comunidad.                                                  | Se relaciona con la cantidad de funciones que desempeñan las especies en una comunidad. A mayor valor, mayor cantidad de roles. Un valor alto puede indicar redundancia funcional si varias especies cumplen roles similares.                                                                                                                                              |
| Divergencia funcional (FDiv)   | Representa el nivel de diferenciación de nichos en la comunidad.                                                                                  | A mayor valor, mayor cantidad de especies con rasgos funcionales únicos (especialización ecológica). También puede indicar complementariedad de funciones dentro de una comunidad.                                                                                                                                                                                         |
| Equitatividad funcional (FEve) | Cuantifica cuán equitativa es la distribución de los rasgos de las especies en el espacio funcional, considerando las abundancias de las especies | A mayor valor, los recursos disponibles son utilizados de manera equitativa entre las especies de una comunidad, indicando una utilización eficiente de los recursos, que favorece la coexistencia de múltiples especies.                                                                                                                                                  |
| Dispersión funcional (FDis)    | Mide la dispersión de los rasgos de las especies en el espacio funcional basándose en un valor centroide de todas las especies.                   | Refleja la diversidad de estrategias de vida y adaptaciones de las especies en una comunidad. A mayor valor, mayor variedad de estrategias de alimentación, reproducción, movilidad, etc. Se relaciona con la complementariedad de funciones dentro de una comunidad. Valores altos pueden contribuir a la estabilidad y resiliencia de un ecosistema ante perturbaciones. |

\*Según Laliberté & Legendre (2010) y Villéger et al. (2008).

**Tabla 4.2.** Descripción de los rasgos de las aves utilizados para estimar los índices de diversidad funcional: riqueza funcional (FRic), divergencia funcional (FDiv), equitatividad funcional (FEve) y dispersión funcional (FDis).

| Rasgo                   | Categorías                                                                                                                                 | Descripción                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|-------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Masa corporal           | Continua (g)                                                                                                                               | Estrechamente relacionado con otros rasgos de las aves, como la tasa metabólica, comportamiento de alimentación, tamaño del área de acción y longevidad (Luck et al., 2012; Salgado-Negret, 2015).                                                                                                                                                               |
| Dieta                   | Porcentaje de dieta compuesto por cada ítem: vertebrados, carroña, invertebrados, semillas, frutas, néctar, otros derivados de plantas.    | Indica la posición de cada especie en la cadena trófica. Brinda información sobre los servicios ecosistémicos como la polinización, control de plagas y dispersión de semillas. Las aves especialistas son más susceptibles a los cambios ambientales que reducen la disponibilidad de alimento (Luck et al., 2012; Salgado-Negret, 2015; Sekercioglu, 2006).    |
| Estrato de alimentación | Porcentaje de uso de cada estrato de alimentación: aéreo, estrato arbóreo (mayor a 3 m de altura), sotobosque, suelo y alrededor del agua. | Indica donde las aves realizan sus actividades de alimentación. Está relacionado con el uso de recursos y el ciclado de materia y energía en el ecosistema. Las especies que utilizan sustratos específicos para alimentarse se verían afectadas negativamente por los cambios ambientales (Luck et al., 2012; Martin & Possingham, 2005; Salgado-Negret, 2015). |
| Tamaño de nidada        | Continuo. Número promedio de huevos por nido.                                                                                              | Las aves con un tamaño de nidada pequeña tienen una capacidad reducida de recuperarse de disturbios (i.e., son menos resilientes a los cambios ambientales que aquellas especies con tamaño de nidada grande; Luck et al. 2012).                                                                                                                                 |
| Ubicación del nido      | Categórica*: árbol, arbusto, suelo, cavidades naturales, nidos de otras especies, parasitismo de cría y edificaciones.                     | Indica sensibilidad a cambios de hábitat, ya que la disponibilidad de sitios de nidificación podría verse afectados (por ejemplo, aves que nidifican en cavidades son negativamente afectadas por la pérdida de árboles maduros; Luck et al. 2012, Sekercioglu 2006).                                                                                            |
| Hábitat                 | Categórica*: bosque, sabana, arbustal, área rural (agrícolas), áreas urbanas y ribera.                                                     | Indica donde realizan sus actividades las aves, incluyendo hábitats modificados por el humano. Las aves generalistas de hábitat son más resilientes a los cambios ambientales ya que son capaces de realizar sus actividades en un mayor número de hábitats (Luck et al. 2012).                                                                                  |

\*Categorías binarias, asignadas con un valor de 1 para la presencia y 0 por la ausencia de cada categoría del rasgo.

#### 4.2.2. Análisis estadísticos

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para describir como varía la estructura del bosque a lo largo de los sitios de muestreo. Antes del análisis, se evaluó la multicolinealidad entre pares de variables utilizando el coeficiente de correlación de Spearman ( $\rho$ ; Anexo 2: Fig. A2.1). Se encontró que la cobertura y densidad de arbustos estaban correlacionadas ( $\rho = 0.78$ ). Por ello, se excluyó la densidad de arbustos del PCA. Las variables utilizadas fueron la intensidad del pastoreo y variables de la estructura del bosque como cobertura del dosel, densidad de árboles, DAP, cobertura de arbustos, cobertura herbácea y porcentaje de suelo desnudo.

Luego, se exploraron las variables que predicen la diversidad funcional y taxonómica de aves en los establecimientos ganaderos. Se realizaron modelos lineales (LMMs) y generalizados mixtos (GLMMs) para examinar la respuesta de la diversidad funcional y taxonómica de las aves a la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo (incluyendo su término lineal y cuadrático para evaluar la hipótesis de disturbios intermedios). El marco de modelado mixto permitió controlar la varianza asociada al diseño de muestreo anidado (Zuur et al., 2009). Los sitios de muestreo anidados al establecimiento fueron especificados como efecto aleatorio para controlar la pseudoreplicación temporal y espacial. Los factores fijos incluyeron todas las variables de estructura del bosque y el índice de intensidad de pastoreo como variables predictoras. Además, se incluyó el año y el momento del día (mañana o tarde) del muestreo como efectos fijos, dado que estos pueden también afectar las asociaciones entre la variable respuesta y las distintas variables predictoras (Anexo 2: Tabla A2.1). Todas las variables predictoras fueron estandarizadas (media = 0 y desvío estándar = 1) para poder comparar los coeficientes entre sí. Los modelos fueron ajustados con una distribución de Poisson para la riqueza de especies y una distribución Gaussiana para la diversidad funcional y taxonómica de aves. Se generaron modelos con todas las combinaciones posibles de variables predictoras no correlacionadas ( $\rho < 0.75$ ). El mejor modelo que explica las variaciones de la diversidad funcional y taxonómica de aves fue seleccionado con el enfoque de teoría de la información (Burnham & Anderson, 2002). Para alcanzar el resultado más parsimonioso, los modelos fueron clasificados de acuerdo a los valores de criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc). Además, se evaluó la importancia del efecto de cada variable en el modelo final evaluando si el intervalo de confianza (IC al 95%) del parámetro estimado incluye el cero.

Como la cobertura y densidad de arbustos estuvieron correlacionadas, se seleccionó cuál de estas variables utilizar en los modelos comparando modelos univariados, antes de la construcción del modelo global. Se seleccionó aquella variable que generó menor valor de AICc (Anexo 2: Tabla A2.2). Similarmente, para evaluar una relación no lineal de la intensidad de pastoreo, se compararon modelos univariados con el término lineal y polinomial mediante AICc, antes de la construcción del modelo global. Si el término cuadrático mejoró el modelo, se mantuvo ese término para el modelo global (Anexo 2: Tabla A2.3). Además, se examinó el factor de inflación de varianza (VIFs) para evaluar cualquier tipo de colinealidad existente entre las variables explicativas incluidas en los modelos. Todas las variables tuvieron un valor de VIF menor que el valor umbral de tres (Zuur et al., 2010). Se validaron los supuestos de los modelos usando métodos gráficos (qq-plot y valores residuales vs predichos).

Por último, se evaluó la relación entre la estructura del bosque, la intensidad de pastoreo y los rasgos de las aves mediante dos métodos complementarios: un análisis RLQ basado en ordenación (Dolédec et al., 1996) y un *fourth corner analysis* basado en modelos de regresión (Brown et al., 2014). El análisis RLQ proporciona una visión cualitativa sobre las asociaciones entre los rasgos de las especies y las variables ambientales, mientras que el *fourth corner analysis* cuantifica la fuerza de la asociación. Ambos métodos permiten la exploración de tres matrices en simultáneo: sitios x variables ambientales (matriz R), especies x sitios (matriz L) y especies x rasgos funcionales (matriz Q). Como estos métodos no permiten medidas repetidas, se convirtieron los datos a un formato de presencia-ausencia. El análisis de RLQ realiza distintos métodos de ordenación sobre las tres matrices de manera simultánea. El resultado muestra una descripción general de las relaciones rasgo-ambiente a través de valores (eigenvalues) en dos ejes. El tamaño y signo del eigenvalue denota la fuerza y dirección de la asociación entre el rasgo y la variable ambiental (estructura del bosque e intensidad de pastoreo). Para evaluar el grado de significancia de la relación rasgo-ambiente, se utilizaron permutaciones de Monte Carlo con 9999 iteraciones y el método *False Discovery Rate* (FDR) para ajustar los p-valores por múltiples test (Dolédec et al., 1996).

El *fourth corner analysis* basado en modelos de regresión fue utilizado para predecir la presencia de especies de aves en función de variables explicativas (estructura del bosque e intensidad de pastoreo), los rasgos de las especies y su interacción. Los coeficientes de interacción entre las variables explicativas y los rasgos de las especies permiten cuantificar la relación rasgo-ambiente. Se utilizó una distribución binomial para ajustar los modelos de presencia-ausencia de las especies con la penalización LASSO para simplificar la interpretación, eliminando los términos que no mejoran el ajuste del modelo (Brown et al., 2014).

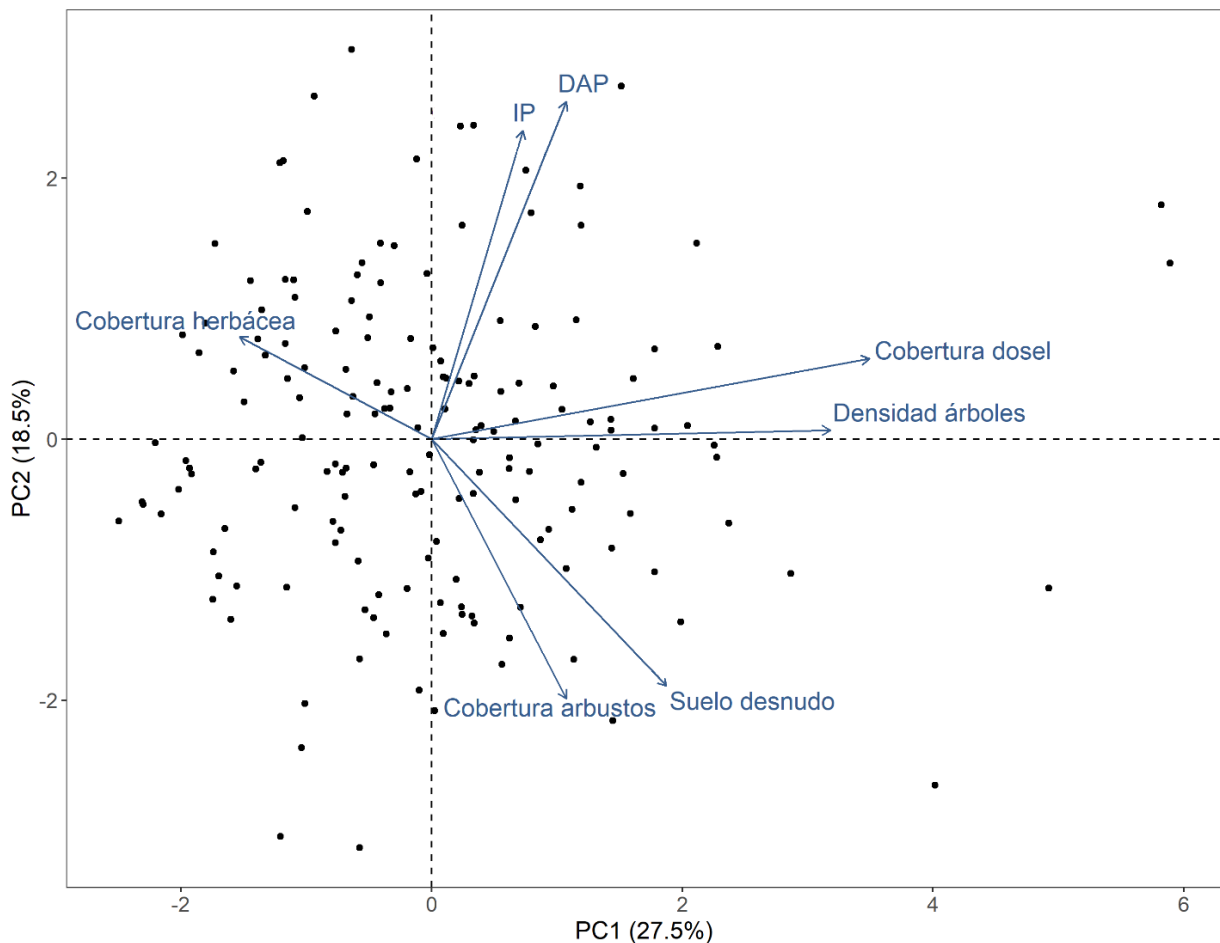
Todos los análisis fueron realizados en R, versión 4.0.2 (R Core Team, 2020). Se utilizaron los paquetes *Factor MineR* (Le et al., 2008) para el PCA, *lme4* (Bates et al., 2015) para los LMMs y GLMMs, y *lmerTest* (Kuznetsova et al., 2017) para estimar los estadísticos t y p-valores de los modelos. La selección de modelos se realizó utilizando el paquete *MuMin* (Barton, 2020), los supuestos de los modelos se chequearon con *DHARMA* (Hartig, 2021) y los gráficos se generaron con *ggplot2* (Wickham, 2016). Para los análisis RLQ y *fourth corner analysis* se utilizaron los paquetes *ade4* (Dray & Dufour, 2007) y *mvabund* (Wang et al., 2012).

### 4.3. Resultados

Se registraron un total de 11.989 individuos de 125 especies de aves (Anexo 2: Tabla A2.4), de las cuales dos especies se encuentran globalmente amenazadas (IUCN, 2021), el cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*) y el ñandú (*Rhea americana*). Además, una especie se encuentra en peligro a nivel nacional, el batitú (*Bartramia longicauda*; MAyDS & AA, 2017).

En relación a la estructura del bosque a lo largo de un gradiente de intensidad de pastoreo, los dos primeros ejes de ordenación (PC1 y PC2) explicaron un 46% de la variación (Fig. 4.1). PC1 estuvo positivamente relacionado con la cobertura del dosel y la densidad de árboles. PC2 estuvo positivamente relacionado con el DAP y la intensidad de pastoreo, mientras que PC3 estuvo

positivamente relacionado con la cobertura de arbustos y la cobertura de herbáceas (Anexo 2: Tabla A2.5).

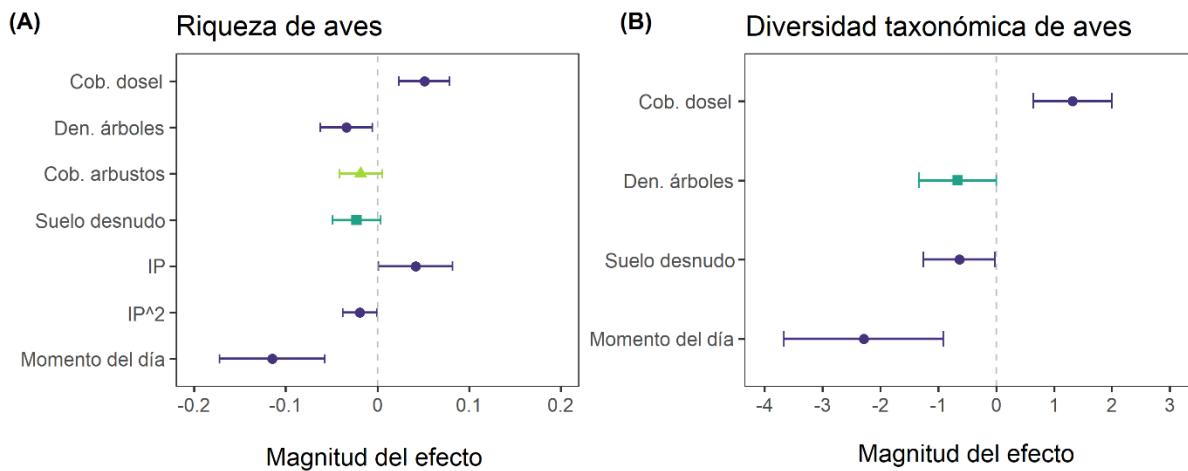


**Fig. 4.1.** Ordenamiento de los sitios de muestreo (puntos) en relación a las variables de la estructura de la vegetación y la intensidad de pastoreo (IP) resultantes del primer y segundo eje del análisis de componentes principales (PCA). La proporción de varianza explicada por cada eje se dan entre paréntesis.

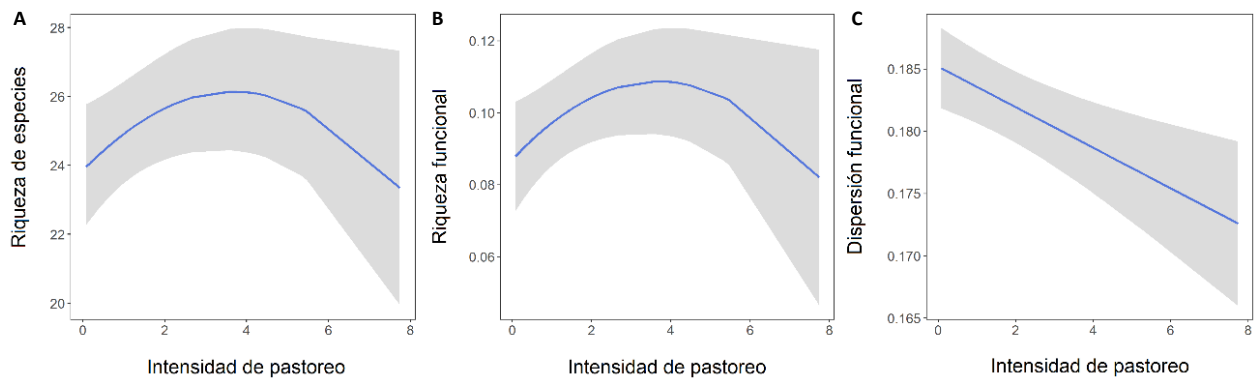
#### 4.3.2. Variables predictoras de la diversidad funcional y taxonómica de aves

La estructura de la vegetación fue un predictor significativo de la riqueza y diversidad taxonómica de aves, mientras que la intensidad de pastoreo resultó ser determinante solo para la riqueza taxonómica (Tabla 4.3). La riqueza taxonómica de aves respondió positivamente solo a la cobertura del dosel y, negativamente a la densidad de árboles (Fig. 4.2A). La riqueza taxonómica de aves mostró una relación no lineal con la intensidad de pastoreo llegando a valores altos a intensidades intermedias (Fig. 4.3A). Además, se observó un efecto levemente negativo del suelo desnudo sobre la riqueza taxonómica de aves. No hubo relación entre la riqueza taxonómica y la cobertura de arbustos (Fig. 4.2A). La diversidad taxonómica de aves mostró una relación significativa positiva con la cobertura del dosel y negativa con el porcentaje de suelo desnudo (Fig. 4.2B). La diversidad taxonómica de aves mostró una asociación levemente negativa con la densidad de árboles (Fig. 4.2B). La riqueza y diversidad taxonómica de aves

mostró un efecto negativo significativo del momento del día en el cual se realizó el muestreo de aves, siendo la mañana más favorable que la tarde.



**Fig. 4.2.** Parámetros de regresión estimados  $\pm$  95% IC mostrando la magnitud del efecto estandarizado de la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo (término lineal: IP y cuadrático: IP<sup>2</sup>) sobre (A) la riqueza y (B) la diversidad taxonómica de aves. Los valores de los parámetros fueron obtenidos por el mejor modelo seleccionado por AICc. Los símbolos y colores diferentes representan el grado de significancia de la variable (punto azul:  $p < 0.05$ , cuadrado verde:  $p < 0.1$ , triángulo verde claro:  $p > 0.1$ ).

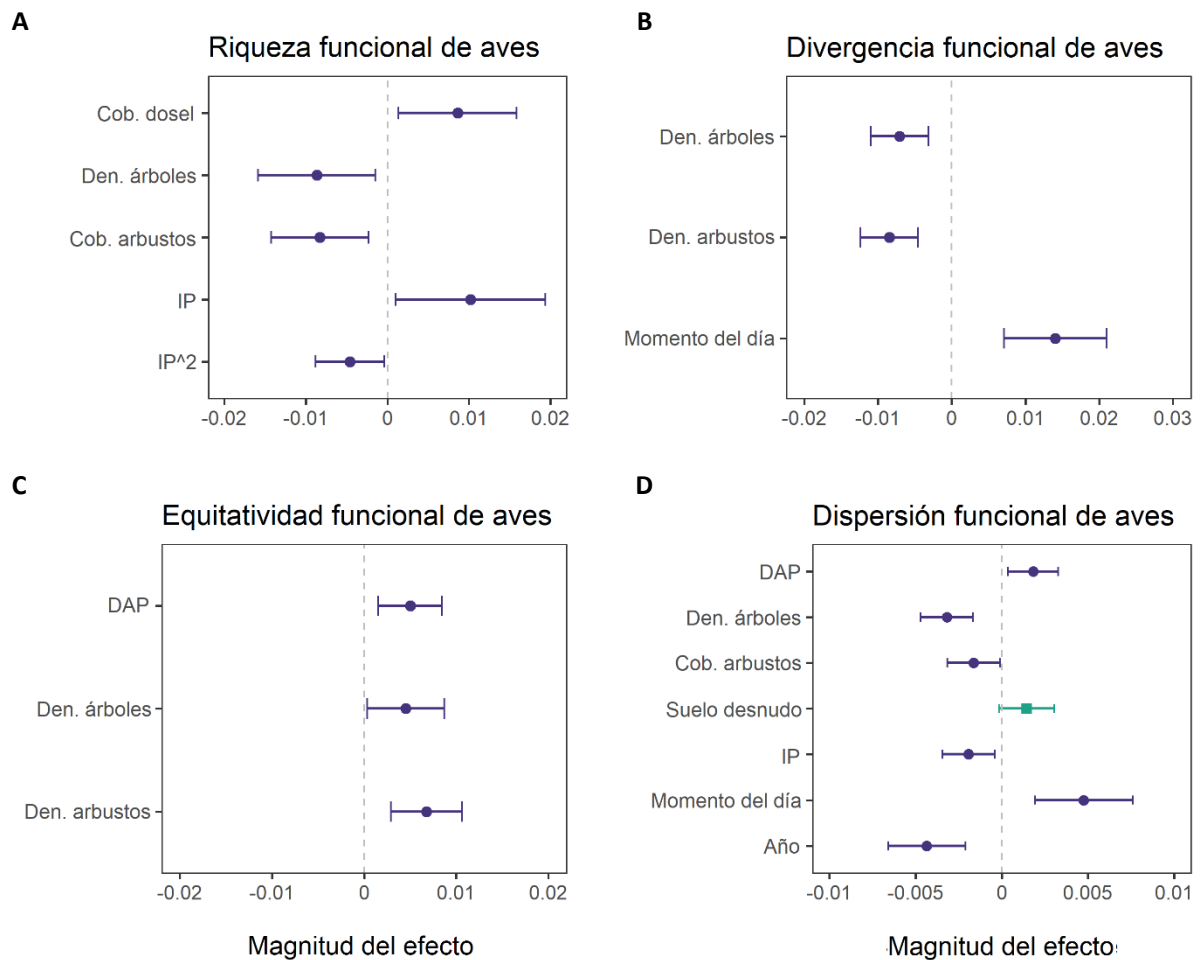


**Fig. 4.3.** Relación de la riqueza de especies de aves (A), la riqueza funcional (B) y la dispersión funcional (C) con la intensidad de pastoreo (kg peso vivo/kg materia seca). Las líneas representan los valores predichos  $\pm$  95% IC (área sombreada) obtenidos por el modelo óptimo.

**Tabla 4.3.** Respuesta de la diversidad taxonómica de aves a la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo (IP). Se muestran los principales modelos lineales generalizados y mixtos con un valor de  $\Delta AICc \leq 2$ . Los términos significativos se indican en negrita ( $p < 0.05$ ) y entre paréntesis las asociaciones negativas con la métrica de diversidad de aves.

| Modelo                                                                                                                                              | g.l. | AICc   | $\Delta AICc$ | Wi   |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|--------|---------------|------|
| <i>Riqueza de aves</i>                                                                                                                              |      |        |               |      |
| 1. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Cob. arbustos (-) + Suelo desnudo (-) + <b>IP</b> + <b>IP<sup>2</sup></b> (-) + <b>Momento día</b> | 11   | 1972.4 | 0             | 0.15 |
| 2. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Suelo desnudo (-) + <b>IP</b> + <b>IP<sup>2</sup></b> (-) + <b>Momento día</b>                     | 10   | 1972.6 | 0.24          | 0.13 |
| 3. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Cob. arbustos (-) + Suelo desnudo (-) + <b>Momento día</b>                                         | 9    | 1973.0 | 0.61          | 0.11 |
| 4. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Cob. arbustos (-) + <b>IP</b> + <b>IP<sup>2</sup></b> (-) + <b>Momento día</b>                     | 10   | 1973.1 | 0.74          | 0.10 |
| 5. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Suelo desnudo (-) + <b>Momento día</b>                                                             | 8    | 1973.3 | 0.97          | 0.09 |
| 6. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>IP</b> + <b>IP<sup>2</sup></b> (-) + <b>Momento día</b>                                         | 9    | 1973.5 | 1.10          | 0.08 |
| 7. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Cob. arbustos (-) + <b>Momento día</b>                                                             | 8    | 1973.8 | 1.44          | 0.07 |
| 8. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Cob. arbustos (-) + Suelo desnudo (-) + <b>IP<sup>2</sup></b> (-) + <b>Momento día</b>             | 10   | 1974.2 | 1.86          | 0.06 |
| 9. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Momento día</b>                                                                                 | 7    | 1974.3 | 1.90          | 0.06 |
| 10. Nulo                                                                                                                                            | 4    | 1995.2 | 22.81         | 0    |
| <i>Diversidad de aves</i>                                                                                                                           |      |        |               |      |
| 1. <b>Cob. dosel</b> + Den. árboles (-) + <b>Suelo desnudo</b> (-) + <b>Momento día</b>                                                             | 8    | 1979.2 | 0             | 0.19 |
| 2. <b>Cob. dosel</b> + Den. árboles (-) + <b>Suelo desnudo</b> (-) + <b>IP<sup>2</sup></b> (-) + <b>Momento día</b>                                 | 9    | 1980.4 | 1.17          | 0.10 |
| 3. <b>Cob. dosel</b> + DAP + Den. árboles (-) + <b>Suelo desnudo</b> (-) + <b>Momento día</b>                                                       | 9    | 1980.6 | 1.40          | 0.09 |
| 4. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Den. arbustos + <b>Suelo desnudo</b> (-) + <b>Momento día</b>                                      | 9    | 1980.6 | 1.43          | 0.09 |
| 5. <b>Cob. dosel</b> + Den. árboles (-) + <b>Momento día</b>                                                                                        | 7    | 1980.7 | 1.52          | 0.09 |
| 6. <b>Cob. dosel</b> + <b>Suelo desnudo</b> (-) + <b>Momento día</b>                                                                                | 7    | 1980.9 | 1.68          | 0.08 |
| 7. Nulo                                                                                                                                             | 4    | 1998.0 | 18.85         | 0    |

La diversidad funcional de aves mostró asociaciones con otras variables que no se relacionaron con que la diversidad taxonómica (Tabla 4.4). El DAP estuvo relacionado positivamente con FEve y FDis. La cobertura del dosel solo se relacionó positivamente con FRic (Fig. 4.4). La densidad de árboles estuvo negativamente relacionada con FRic, FDiv y FDis, pero positivamente asociada con FEve (Fig. 4.4). Similarmente, la cobertura de arbustos tuvo un efecto negativo significativo sobre FRic y FDis. La densidad de arbustos también se relacionó negativamente con FDiv (Fig. 4.4). Sin embargo, FEve se relacionó positivamente con la densidad de arbustos (Fig. 4.4). La intensidad de pastoreo tuvo un efecto negativo sobre FDis (Fig. 4.3C) y una relación no lineal con FRic (Figs. 4.3B y 4.4). El porcentaje de suelo desnudo mostró una relación positiva y leve con FDis (Fig. 4.4).



**Fig. 4.4.** Parámetros de regresión estimados  $\pm$  95% IC mostrando la magnitud del efecto estandarizado de la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo (término lineal IP y cuadrático IP<sup>2</sup>) sobre distintas métricas de diversidad funcional de aves. Los valores de los parámetros fueron obtenidos por el mejor modelo seleccionado por AICc. Los símbolos y colores diferentes representan el grado de significancia de la variable (punto azul:  $p < 0.05$ , cuadrado verde:  $p < 0.1$ , triángulo verde claro:  $p > 0.1$ ).

**Tabla 4.4.** Respuesta de la diversidad funcional de aves a la estructura del bosque y la intensidad de pastoreo (IP). Se muestran los principales modelos lineales mixtos con un valor de  $\Delta AICc \leq 2$ . Los términos significativos se indican en **negrita** ( $p < 0.05$ ) y entre paréntesis las asociaciones negativas con la métrica de diversidad de aves.

| Modelo                                                                                                                                | g.l. | AICc    | $\Delta AICc$ | Wi    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|---------|---------------|-------|
| <i>Riqueza funcional</i>                                                                                                              |      |         |               |       |
| 1. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + <b>IP</b> + <b>IP<sup>2</sup></b> (-)                     | 9    | -1085.6 | 0             | 0.24  |
| 2. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-)                                                             | 7    | -1084.5 | 1.12          | 0.14  |
| 3. <b>Cob. dosel</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + Suelo desnudo (-) + <b>IP</b> + <b>IP<sup>2</sup></b> (-) | 10   | -1084.4 | 1.22          | 0.13  |
| 4. Nulo                                                                                                                               | 4    | -1076.8 | 8.83          | 0.001 |
| <i>Divergencia funcional</i>                                                                                                          |      |         |               |       |
| 1. <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + <b>Momento día</b>                                                            | 7    | -1374.3 | 0             | 0.20  |
| 2. <b>Cob. dosel</b> (-) + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + <b>Momento día</b>                                    | 8    | -1373.3 | 1.02          | 0.12  |
| 3. <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + <b>Momento día</b> + <b>IP</b> (-)                                            | 8    | -1373.3 | 1.06          | 0.12  |
| 4. <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + <b>Momento día</b> + Suelo desnudo                                            | 8    | -1372.7 | 1.63          | 0.09  |
| 5. Nulo                                                                                                                               | 4    | -1345.1 | 29.22         | 0     |
| <i>Equitatividad funcional</i>                                                                                                        |      |         |               |       |
| 1. <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> + <b>Den. arbustos</b>                                                                            | 7    | -1366.2 | 0             | 0.14  |
| 2. <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> + <b>Den. arbustos</b> + Cob. herbácea                                                            | 8    | -1366.0 | 0.23          | 0.13  |
| 3. Cob. dosel + <b>DAP</b> + <b>Den. arbustos</b>                                                                                     | 7    | -1365.4 | 0.75          | 0.10  |
| 4. <b>Cob. dosel</b> + <b>DAP</b> + <b>Den. arbustos</b> + Cob. herbácea                                                              | 8    | -1365.0 | 1.15          | 0.08  |
| 5. Cob. dosel + <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> + <b>Den. arbustos</b>                                                               | 8    | -1364.8 | 1.36          | 0.07  |
| 6. Cob. dosel + <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> + <b>Den. arbustos</b> + Cob. herbácea                                               | 9    | -1364.7 | 1.51          | 0.07  |
| 7. <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> + <b>Den. arbustos</b> + <b>IP</b> (-)                                                            | 8    | -1364.5 | 1.68          | 0.06  |
| 8. <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> + <b>Den. arbustos</b> + Cob. herbácea + <b>IP</b> (-)                                            | 9    | -1364.3 | 1.83          | 0.06  |
| 9. Nulo                                                                                                                               | 4    | -1347.9 | 18.26         | 0.00  |
| <i>Dispersión funcional</i>                                                                                                           |      |         |               |       |
| 1. <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + Suelo desnudo + <b>IP</b> (-) + <b>Momento día</b> + <b>Año</b>  | 11   | -1996.9 | 0             | 0.32  |
| 2. <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + <b>Cob. arbustos</b> (-) + <b>IP</b> (-) + <b>Momento día</b> + <b>Año</b>                  | 10   | -1996.1 | 0.78          | 0.22  |
| 3. <b>DAP</b> + <b>Den. árboles</b> (-) + Suelo desnudo + <b>IP</b> (-) + <b>Momento día</b> + <b>Año</b>                             | 10   | -1994.9 | 1.97          | 0.12  |
| 4. Nulo                                                                                                                               | 4    | -1948.2 | 48.70         | 0     |

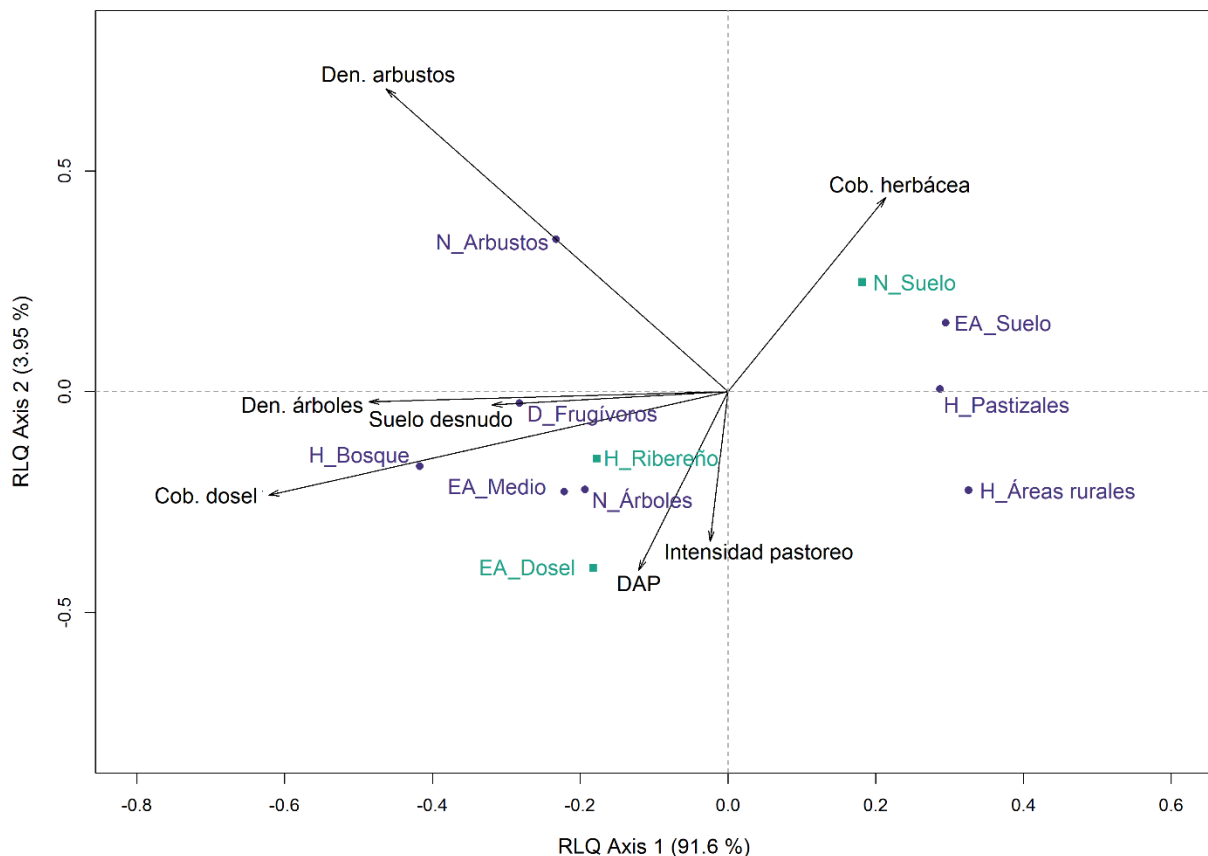
#### 4.3.3. Variables predictoras de la composición funcional de aves

El análisis RLQ mostró una asociación significativa (test Monte-Carlo;  $p = 0.0001$ ; 9999 permutaciones) entre la estructura del bosque, la intensidad de pastoreo y los rasgos funcionales. Los primeros dos ejes del análisis RLQ explicaron el 95.55% de la inercia total, donde el primer eje representa la mayor proporción de la variabilidad (Tabla 4.5). Considerando solo el primer eje del RLQ, las variables ambientales (R) explicaron el 97.54% de la inercia potencial proyectada, mientras que los rasgos de las especies (Q) explicaron el 86.91% de la inercia proyectada (Tabla 4.5). Este resultado mostró una relación fuerte entre las distintas variables de la estructura del bosque y los rasgos en el primer eje del RLQ.

**Tabla 4.5.** Resultados del análisis RLQ de correspondencia y correlaciones entre los sitios de muestreo y las especies de aves (L), las variables (R) y los rasgos funcionales (Q) de las comunidades de aves.

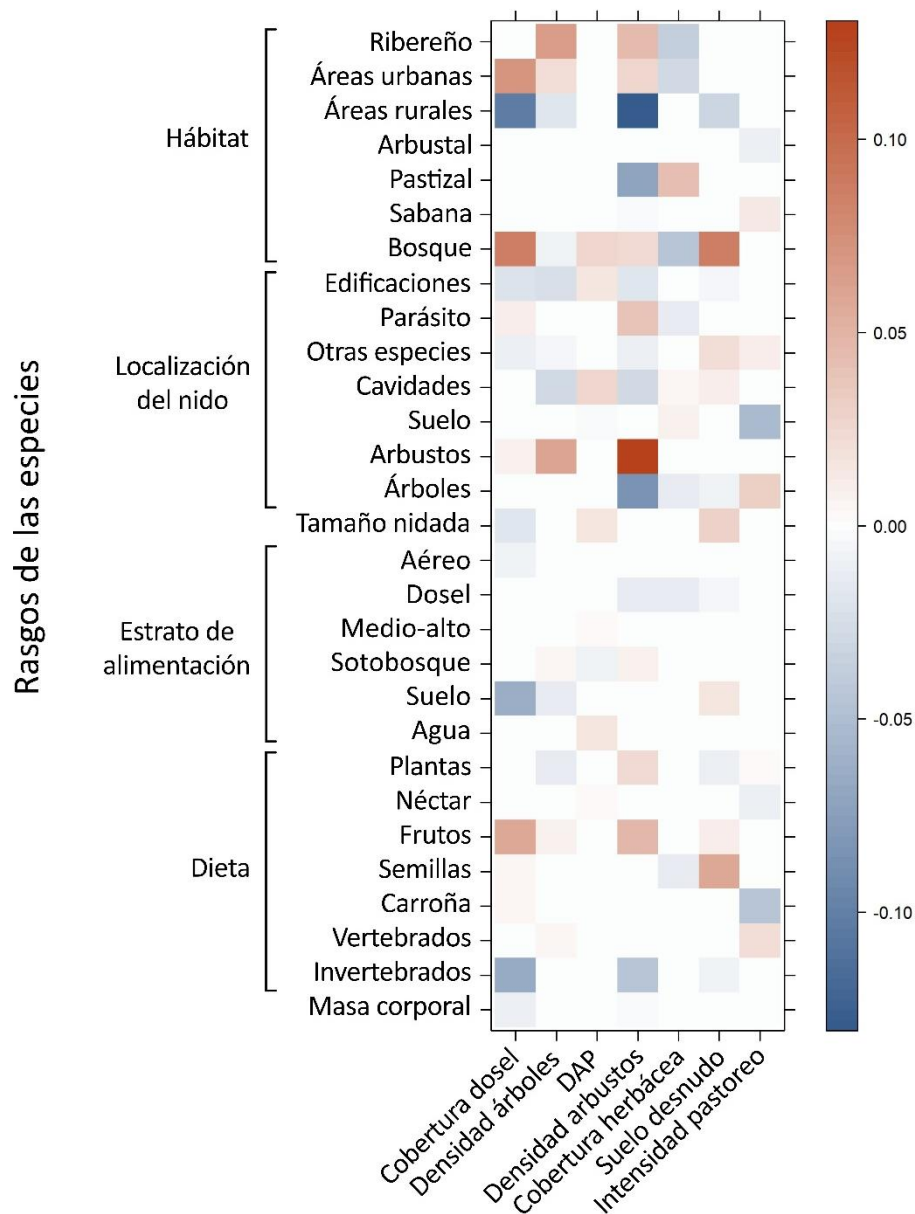
|                                | Eje 1      |                        | Eje 2      |                        |
|--------------------------------|------------|------------------------|------------|------------------------|
|                                | Eigenvalue | Varianza explicada (%) | Eigenvalue | Varianza explicada (%) |
| <i>Ordenamiento individual</i> |            |                        |            |                        |
| R (PCA)                        | 1.87       | 26.76                  | 1.29       | 18.46                  |
| L (CA)                         | 0.25       | 9.09                   | 0.13       | 4.82                   |
| Q (Hill-Smith)                 | 4.33       | 14.92                  | 3.12       | 10.75                  |
| <i>RLQ combinado</i>           |            |                        |            |                        |
| RLQ                            | 0.21       | 91.60                  | 0.01       | 3.95                   |
| Covarianza                     | 0.46       | -                      | 0.10       | -                      |
| Varianza proyectada: R         | 1.83       | 97.54                  | 3.03       | 95.86                  |
| Varianza proyectada: Q         | 3.76       | 86.91                  | 5.60       | 75.18                  |
| Correlación: L                 | 0.18       | 35.18                  | 0.06       | 17.67                  |

Se encontró una asociación negativa significativa entre el primer eje del RLQ y la cobertura del dosel, la densidad de árboles, la densidad de arbustos y el porcentaje de suelo desnudo. Asimismo, se observó una relación positiva significativa con la cobertura herbácea (Fig. 4.4, Anexo 2: Tabla A2.6). El primer eje también resultó significativamente correlacionado con algunos rasgos de las aves. Se observó una asociación negativa del primer eje del RLQ con las aves frugívoras, las aves que se alimentan en los estratos medio y alto, las que nidifican en árboles y arbustos, y las especialistas de bosques. Por el contrario, se encontró una asociación positiva entre el primer eje del RLQ y las aves que se alimentan en el suelo y aquellas que habitan pastizales o áreas rurales (Fig. 4.4, Anexo 2: Tabla A2.6). Por otro lado, el segundo eje del RLQ mostró una correlación significativa y negativa con el DAP y la intensidad de pastoreo. Contrariamente, se observó una asociación positiva significativa con la cobertura herbácea y la densidad de arbustos (Fig. 4.4, Anexo 2: Tabla A2.6). El segundo eje del RLQ no mostró asociaciones significativas con los rasgos de las aves (Fig. 4.4, Anexo 2: Tabla A2.6).



**Fig. 4.4.** Análisis multivariado RLQ representando las proyecciones de los dos primeros componentes principales de las variables de estructura del bosque, intensidad de pastoreo y rasgos de las aves. Solo aquellas variables con una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) con al menos uno de los ejes del RLQ son mostrados. Los símbolos de los rasgos representan la significancia de la correlación del rasgo con el eje de RLQ (punto azul:  $p < 0.05$ , cuadrado verde:  $p < 0.1$ ). Códigos de los rasgos: N: Nidificación; EA: Estrato de Alimentación; H: Hábitat; D: Dieta.

El *fourth corner analysis* destacó las relaciones fuertes entre los rasgos y las variables ambientales (Fig. 4.5), apoyando los resultados del RLQ. Consecuentemente, las aves que habitan áreas abiertas (como pastizales o áreas rurales) y aquellas que se alimentan en el suelo estuvieron presentes en sitios abiertos caracterizados por una alta cobertura de herbáceas y baja densidades de árboles y arbustos (Fig. 4.4 y 4.5). Además, las aves que se alimentan de invertebrados y en el suelo estuvieron asociados negativamente con la cobertura del dosel (Fig. 4.5). Por otro lado, las aves que habitan en bosques y las aves frugívoras estuvieron presentes en sitios con alta cobertura del dosel. Además, las aves que nidifican en arbustos estuvieron relacionados con alta densidad de arbustos (Figs. 4.4 y 4.5). Las aves que nidifican en el suelo o carroñeras estuvieron negativamente relacionadas con la intensidad de pastoreo (Fig. 4.5).



**Fig. 4.5.** Coeficientes de interacción del *fourth corner analysis* para evaluar la relación entre los rasgos de las aves y las variables de estructura del bosque e intensidad de pastoreo. La dirección y fuerza de la asociación está indicada en color. Las asociaciones positivas son rojas y las negativas azules. Colores más intensos muestran una asociación más fuerte.

#### 4.4. Discusión

Los resultados muestran dos principales factores determinantes del cambio en la diversidad funcional y taxonómica de las aves en los bosques del Espinal de Entre Ríos utilizados para ganadería: 1) cambios en la estructura de la vegetación, productos de la actividad ganadera histórica y 2) la intensidad de pastoreo actual. Se sabe que el pastoreo tiene impactos significativos en la diversidad y los rasgos funcionales de aves a través de sus efectos indirectos en la estructura del hábitat (Lindenmayer et al., 2018; Martin & McIntyre, 2007; Schieltz & Rubenstein, 2016; Val et al., 2018). Otros estudios (Hidasi-Neto et al., 2012; Jacoboski & Hartz,

2020; Leaver et al., 2019; Sitters et al., 2016), también demostraron una relación fuerte entre la estructura de la vegetación y los rasgos funcionales de las aves. Sin embargo, el presente estudio proporcionó información sobre la relación entre el pastoreo de ganado y la diversidad funcional de las aves en los bosques xerofíticos, que son ambientes que han sido poco estudiados. Además, los resultados de este estudio también demostraron una asociación directa entre la intensidad de pastoreo actual y la diversidad funcional y taxonómica de aves.

Los bosques maduros (es decir, los bosques dominados por altas coberturas del dosel, árboles con DAP grande y densidad de árboles intermedia) generalmente brindan una mayor variedad de recursos de alimentación, sitios de nidificación y refugio para las aves, lo que es crucial para expandir la cantidad de espacio de nicho para las aves (Batisteli et al., 2018; Melo et al., 2020). Los resultados mostraron que el número de roles de las aves (FRic) aumentó en los bosques maduros. Además, las especies de aves más abundantes tenían rasgos funcionales muy disimiles (es decir, una mayor diferenciación de nichos entre especies; FDiv) y los recursos ecológicos fueron explotados de manera uniforme y eficiente entre las especies (FEve), minimizando la superposición de nichos para coexistir (MacArthur & Levins, 1967). Se encontró un rango más amplio de rasgos funcionales de aves asociados con los árboles maduros (FDis), lo cual mejora las funciones ecosistémicas por parte de las aves, como por ejemplo la dispersión de semillas, control de insectos herbívoros, la polinización, entre otras (Arruda Almeida et al., 2018).

Por el contrario, los bosques densos se relacionaron con una menor diversidad funcional y taxonómica de aves. El sobrepastoreo prolongado en el tiempo promueve la arbustización por la proliferación de arbustos tolerantes al pastoreo, este sobrepastoreo a su vez conduce a un incremento en la proporción de suelo desnudo y una disminución de la cobertura de herbáceas y del reclutamiento de árboles (Asner et al., 2004; Roques et al., 2001; Sankaran et al., 2008). En este estudio, los sitios que fueron sobrepastoreados en el pasado son actualmente menos aptos para el pastoreo y el movimiento del ganado (Dardanelli et al., 2022; Lezana et al., 2019). De acuerdo a Sirami y Monadjem (2012), el sotobosque denso en bosques densos carece de recursos que los árboles maduros brindan para varias aves (e.g., cavidades naturales para nidificar o perchas para posarse), llevando a una reducción de la diversidad funcional de aves. Por esta razón, la riqueza de especies, FRic, EDiv y FDis disminuyó en bosques densos, aunque las especies fueron igualmente abundantes y funcionalmente equidistantes (es decir, un incremento de FEve al aumentar la cobertura de arbustos y la densidad de árboles). Esto sugiere que el ensamble de aves es funcionalmente empobrecido y vulnerable en los bosques densos. Finalmente, los bosques con baja cobertura de dosel y de arbustos y con árboles pequeños y en muy baja densidad (es decir, fisionomía de sabanas) también tuvieron una baja diversidad funcional y taxonómica.

Los hallazgos apoyan la hipótesis de filtrado ambiental (Kraft et al., 2015), la cual establece que las condiciones del hábitat definen el establecimiento y persistencia de especies con rasgos funcionales tolerantes. Por otro lado, se observó un cambio en la composición de la comunidad de aves, con un aumento en la diversidad de especies de aves con rasgos funcionales tolerantes a una alta densidad de arbustos (por ejemplo, aves que anidan en arbustos), mientras que las aves que nidifican en cavidades, se alimentan en el suelo y habitan en áreas abiertas

disminuyeron en respuesta a la arbustización, generalmente como consecuencia del pastoreo excesivo prolongado en el tiempo en los bosques (Asner et al., 2004; Macias, 2011). Otros estudios (Dardanelli et al., 2022; Kutt & Fisher, 2011; Martin & Possingham, 2005; Neilly & Schwarzkopf, 2019) también encontraron que las aves que se alimentan en el suelo fueron afectadas por las alteraciones de la vegetación relacionadas con el sobrepastoreo sostenido en el tiempo.

Por otro lado, se observó una relación positiva entre la presencia de especies de aves especialistas de bosque, como las frugívoras y las aves que nidifican en cavidades y sobre el follaje de árboles con la presencia de árboles maduros (i.e., mayor DAP y cobertura del dosel). Las aves frugívoras cumplen un rol fundamental en el ecosistema, ya que influyen sobre la resiliencia de los bosques a través de la dispersión de semillas y la regeneración de plantas (Guidetti et al., 2016, 2022; Miranda et al., 2019). Las aves que nidifican en cavidades requieren árboles maduros (Schaaf et al., 2020) y declinan en bosques disturbados (Ibarra & Martin, 2015). Por lo tanto, los cambios en la estructura del bosque inducidos principalmente por la actividad ganadera afectarían la disponibilidad de recursos y la calidad de hábitat para muchas especies, especialmente las aves de bosque, teniendo un rol central en el ensamblado de la comunidad de aves (Martin & McIntyre, 2007). De hecho, un aumento en la intensidad de pastoreo actual estuvo asociada negativamente la dispersión de los rasgos funcionales de aves (FDis), sugiriendo una disminución en la abundancia de especies con roles específicos en el ecosistema. Por el contrario, la riqueza taxonómica y funcional (FRic) se relacionó de manera no lineal con la intensidad de pastoreo, alcanzando su punto máximo en presiones de pastoreo intermedias. Estos resultados sugieren que aumentos en la intensidad de pastoreo favorecerían la presencia de especies redundantes, aumentando la riqueza de especies. Pero la comunidad de aves sería más homogénea en términos funcionales (menor diversidad funcional) hasta un umbral de intensidad de pastoreo (Luck et al., 2013). Finalmente, valores altos de intensidades de pastoreo estuvieron relacionados con bajos valores de diversidad funcional y taxonómica de aves, sugiriendo que la pérdida de especies resulta en una pérdida de rasgos funcionales. La ganadería puede afectar directamente a las aves al perturbar su actividad reproductiva o al pisotear sus nidos (Popotnik & Giuliano, 2000), lo cual puede ocurrir a altas intensidades de pastoreo. Bajo este escenario, la pérdida de especies tiene implicancias significativas para el funcionamiento del ecosistema.

Basado en información preliminar (León & Movia, 1981; Lewis et al., 2009) y nuestra experiencia de campo, en este estudio se asumió que las actividades ganaderas a largo plazo están fuertemente implicadas en la estructura actual del bosque en el área de estudio, y afectaría estructuras y atributos críticos del bosque para las aves. En ese contexto, las métricas de diversidad funcional resultaron ser más informativas para comprender las respuestas de las aves a los cambios en la estructura de la vegetación que la diversidad taxonómica, convirtiéndose en una herramienta valiosa para evaluar los efectos del pastoreo en el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, se advierte sobre el alcance de las conclusiones de este estudio, ya que se reconoce que otros factores, como el raleo, la tala selectiva o el fuego, podrían haber afectado la estructura del bosque en el pasado.

## 4.5. Conclusión

En general, se encontró que las aves responden a los cambios en las condiciones del bosque relacionados con las actividades ganaderas históricas. Adicionalmente, la intensidad de pastoreo actual estuvo asociada negativamente la comunidad de aves, pero en una menor medida. Altas intensidades de pastoreo, la arbustización, y una disminución en la cobertura del dosel y densidad de árboles disminuyeron la diversidad funcional al reducirse la disponibilidad de recursos para las aves. Por el contrario, los bosques con árboles maduros conservaron una comunidad de aves diversificada en términos de rasgos funcionales que contribuirían a la persistencia del bosque y aportarían beneficios para la producción ganadera. Por lo tanto, se recomienda la preservación de bosques con alta cobertura del dosel, árboles maduros y alta cobertura de herbáceas junto con bajas cargas ganaderas para mantener una diversidad funcional y taxonómica de aves alta que podría garantizar la funcionalidad de ecosistema. Las actividades de manejo ganadero y las prácticas de conservación de la biodiversidad deberían ser consideradas y discutidas en conjunto entre los distintos actores como productores, investigadores de diversas disciplinas, y agencias del gobierno para lograr un mejor compromiso entre la ganadería y la conservación de las aves.

## Capítulo V

### Gremios de altura de alimentación y especies indicadoras en distintas condiciones de bosque del Espinal

*“Si proteges a las aves  
te ocuparás de la mayoría  
de los grandes problemas del mundo.”*

Thomas Lovejoy



## Capítulo V: Gremios de altura de alimentación y especies indicadoras en distintas condiciones de bosque del Espinal<sup>3</sup>

---

### 5.1. Introducción

La sustentabilidad en la producción de alimentos es una preocupación global. En ese sentido, los sistemas ganaderos han sido reconocidos como una oportunidad para conciliar la conservación de la biodiversidad con la producción (di Virgilio et al., 2019; Modernel et al., 2016; Neilly et al., 2016; Vaccaro et al., 2019). Sin embargo, hay poco consenso sobre cómo se deberían monitorear los ecosistemas sometidos a ganadería para evaluar su estado ecológico de degradación. El impacto ecológico de la ganadería es de preocupación mayor, aún más en los bosques nativos donde los servicios ecosistémicos y la biodiversidad están en peligro crítico por la pérdida y degradación de los bosques (Mazzini et al., 2018). No obstante, el monitoreo y la medición de la degradación de los bosques y como esto afecta la fauna ha sido un desafío por su complejidad y múltiples causantes (Betts et al., 2022; Matricardi et al., 2020). Por esta razón, los tomadores de decisiones demandan indicadores del estado ecológico de los bosques para planificar lineamientos de manejo ganadero sostenible (di Virgilio et al., 2019; Lindenmayer et al., 2000), en concordancia con los acuerdos mundiales sobre la conservación de la biodiversidad, como los objetivos de desarrollo sostenible (ODS; Naciones Unidas, 2015).

El monitoreo de grupos de funcionales de fauna silvestre a través del tiempo como indicadores de la condición del bosque puede reducir la complejidad de sistemas ricos en especies a unas pocas categorías, aumentando la efectividad de los programas de monitoreo, especialmente en bosques con manejo (De Cáceres et al., 2012). Entre los vertebrados, las aves han sido ampliamente utilizadas como indicadores ecológicos. Por ejemplo, las aves pueden mostrar signos tempranos de recuperación ecológica de bosques comparado con otros vertebrados, dado a su capacidad de colonizar bosques secundarios (Crouzeilles et al., 2016). Asimismo, las aves son sensibles a los cambios ambientales producto de disturbios de origen natural o antrópico (Gregory & van Strien, 2010; Milchunas et al., 1998; Whitehorne et al., 2011). Las aves cumplen además funciones ecológicas centrales en los ecosistemas, como la dispersión de semillas, la polinización y el control de plagas, las cuales son cruciales para la regeneración y el funcionamiento de los bosques (Sekercioglu, 2006).

Los cambios inducidos por el pastoreo en la estructura y composición del bosque dependen de la intensidad de pastoreo, la frecuencia y las decisiones de manejo (Li & Jiang, 2021). Los cambios en la estructura de la vegetación involucran la simplificación vertical de la vegetación con un estrato bajo abierto y una alta proporción de suelo desnudo o, por otro lado, la arbustización (Funk et al., 2018; Landsberg et al., 2003; Stanton et al., 2018). Estos cambios alteran las condiciones naturales del bosque afectando el hábitat de la vida silvestre (Abbasi et al., 2016; Alkemade et al., 2013; Pereira et al., 2010). Las aves responden a las modificaciones del

---

<sup>3</sup> Este capítulo se encuentra en revisión desde octubre 2023 para su publicación en: Barzan, F.R., Bellis, L.M., Calamari, N.C., Canavelli, S.B., & Dardanelli, S. Bird foraging guilds and species as indicators of dry forest degradation. *Biodiversity and Conservation*.

hábitat por el pastoreo de distintas maneras dependiendo de la intensidad del pastoreo, el contexto del paisaje y las historias de vida de cada especie (Landsberg et al., 2003; Neilly et al., 2016; Whitehorne et al., 2011). Por ejemplo, las aves que se alimentan o nidifican en el suelo o en el sotobosque son afectadas negativamente por altas intensidades de pastoreo, mientras que las aves que utilizan estratos altos de la vegetación para alimentarse son menos afectadas (Kutt & Martin, 2010; Martin & Possingham, 2005; Neilly & Schwarzkopf, 2019; Whitehorne et al., 2011). Consecuentemente, el ensamble de aves cambia en respuesta a los cambios en la estructura del bosque inducidos por el pastoreo (Martin & McIntyre, 2007). Por este motivo, las aves que se alimentan en estratos específicos (e.g., herbáceo, arbustivo, arbóreo, etc.) se han utilizado para predecir las respuestas de las aves a cambios en la estructura de la vegetación como resultado de las actividades ganaderas (Kutt & Martin, 2010; Martin & Possingham, 2005; Tassicker et al., 2006).

Teniendo en cuenta las diferentes historias de vida de las aves y de la división vertical en el uso de recursos para la alimentación, en este capítulo se exploró la relación entre grupos de aves que se alimentan en estratos específicos y la estructura de la vegetación, para evaluar las condiciones del bosque resultantes de las actividades ganaderas. Los objetivos específicos fueron: 1) caracterizar las principales condiciones del bosque resultantes de una larga historia de uso ganadero; 2) identificar gremios de aves, basados en el estrato dominante que utilizan para alimentarse (herbáceo, arbustivo o arbóreo), asociados a determinadas condiciones del bosque, a lo largo de un gradiente de intensidad de pastoreo; 3) explorar las asociaciones especie-específicas con una dada condición del bosque. Este enfoque permite encontrar indicadores a distintas condiciones de bosque a dos niveles de organización: gremios y especies individuales. Se espera que la riqueza y abundancia de cada gremio este asociado a una condición de bosque particular, resultando en indicadores de determinadas condiciones. Adicionalmente, se espera encontrar especies representativas de las diferentes condiciones del bosque que puedan ser una herramienta valiosa y costo efectiva para monitorear las condiciones del bosque a lo largo del tiempo.

## 5.2. Métodos

### 5.2.1. *Gremios de altura de alimentación de las aves*

Se agruparon las aves, muestreadas dentro de un radio de 25 m, en tres gremios basados en el estrato dominante que utilizan para explotar los recursos de alimentación: suelo (estrato herbáceo), arbustivo y arbóreo (Anexo 3: Tabla A3.1), siguiendo a Wilman et al. (2014) y Billerman et al. (2020). Aquellas aves que utilizan más de un estrato para obtener su alimento fueron excluidas del análisis, ya que no tienen un requerimiento específico para obtener su alimento. Además, se excluyeron las aves que obtienen su alimento cazando en el aire (e.g., golondrinas), dado que no están asociados a un tipo particular de estrato. Se estimó la riqueza y abundancia de especies para cada gremio de aves. Se consideró la riqueza de especies como el número total de especies registradas por sitio de muestreo y por año. La abundancia de aves fue determinada como el valor máximo de individuos registrados entre las repeticiones por sitio de muestreo y por año (Bibby et al., 2000).

### 5.2.2. Análisis estadísticos

#### 5.2.2.1. Caracterización de las condiciones del bosque

Para describir la estructura del bosque de diferentes condiciones de bosque, a lo largo de un gradiente de intensidad de pastoreo, se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos sobre componentes principales (*Hierarchical Clustering on Principal Components*, HCPC). El análisis HCPC es un análisis multivariado robusto que combina tres técnicas (componentes principales, conglomerados jerárquicos y conglomerados particionados) para reducir las dimensiones de los datos en unos pocos componentes, llevando a un agrupamiento más estable (Husson et al., 2010; Kassambara, 2017). Para realizar el HCPC, en primer lugar, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para reordenar los sitios de muestreo en relación a las variables de estructura de la vegetación y suelo. Se utilizaron todas las variables muestreadas para el PCA: cobertura del dosel, densidad de árboles, DAP, altura promedio de los árboles, riqueza de árboles, área basal, cobertura de arbustos, densidad de arbustos, riqueza de arbustos, cobertura herbácea, altura del pasto, y el porcentaje de suelo desnudo. Luego, se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos utilizando el criterio de Ward sobre los tres primeros componentes principales seleccionados del PCA. Basándose en el árbol jerárquico, se obtuvo una primera partición inicial. Finalmente, se mejoró la partición inicial realizando un análisis de conglomerados de K-medias. La salida del HCPC mostró la significancia y el efecto de cada variable en determinar un cluster particular. El análisis HCPC fue realizado con el paquete *FactoMineR* (Le et al., 2008) del software R.

#### 5.2.2.2. Respuesta de los gremios de altura de alimentación a las condiciones del bosque

Para evaluar la respuesta de la riqueza y abundancia de los gremios de aves a las condiciones de bosque, se realizaron modelos generalizados lineales y mixtos (GLMMs). Además, se examinaron posibles variaciones entre el momento del día en que se realizó el muestreo (mañana vs. tarde) y el año de muestreo, incorporando estos términos como efectos fijos al modelo. En los casos donde no se encontraron diferencias significativas entre el momento del día y/o el año de muestreo, los términos fueron removidos del modelo (Anexo 3: Tabla A3.2). Se consideró los sitios de muestreo anidados a los establecimientos como efecto aleatorio, para tener en cuenta la varianza asociada con el diseño de muestreo y controlar la pseudoreplicación espacial y temporal (Zuur et al., 2009). Los modelos fueron ajustados con una distribución de errores de Poisson. En aquellos casos donde se detectó sobredispersión, se utilizó una distribución binomial negativa. Se utilizó el paquete de R *glmmTMB* (Brooks et al., 2017) para correr los modelos. Luego, se realizaron comparaciones de a pares entre las distintas condiciones de bosques utilizando pruebas de Tukey, con el paquete *multcomp* (Hothorn et al., 2008). Todos los modelos fueron validados por métodos gráficos con el paquete *DHARMa* (Hartig, 2021).

#### 5.2.2.3. Especies indicadoras de las condiciones del bosque

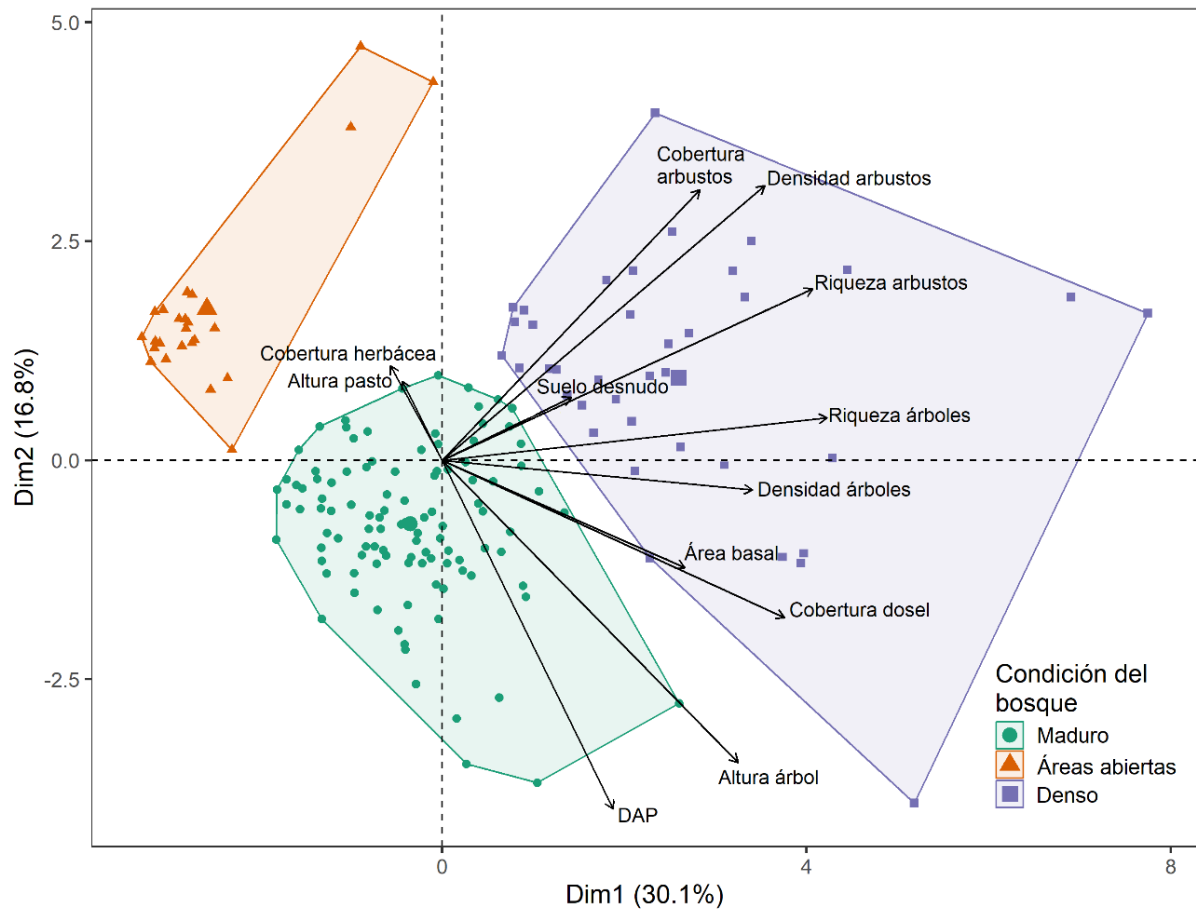
Se exploró la disimilitud en la composición de especies de aves entre las distintas condiciones de bosque por medio de un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Para realizar el NMDS, se utilizó el índice de disimilitud de Bray-Curtis para obtener una matriz de distancia. EL NMDS fue realizado con el paquete *vegan* (Oksanen et al., 2020) del software R. Además, se realizó un análisis multivariado no paramétrico de varianza (PERMANOVA) con 999 permutaciones para analizar si existen diferencias significativas en la composición de especies entre las condiciones de bosque.

Se evaluó la asociación de especies de aves a cada condición del bosque a través de un análisis de especies indicadoras (De Cáceres & Legendre, 2009; Dufrêne & Legendre, 1997). El análisis se basa en la relación entre la abundancia (especificidad, A) y la frecuencia de ocurrencia (sensibilidad, B) de una especie en un sitio dado. El producto entre A y B es el índice de valor indicador (IndVal), el cual es asignado a cada especie. El índice IndVal determina el grado de representatividad de la especie en una condición de bosque dada. El índice IndVal varía entre 0 y 100%, donde altos valores indican una alta abundancia y ocurrencia de la especie en una dada condición de bosque. Se consideró que una determinada especie está asociada con una dada condición del bosque cuando su valor IndVal fue estadísticamente significativo ( $p < 0.005$ ). La significancia de los valores de las especies indicadoras fue puesta a prueba mediante una aleatorización de Monte Carlo (Dufrêne & Legendre, 1997) que compara el valor de IndVal con valores calculados con la misma información obtenida al azar para cada tipo de condición del bosque ( $N = 9999$  permutaciones). El análisis de especies indicadoras se realizó con el paquete *indicspecies* (De Cáceres & Legendre, 2009) del software R.

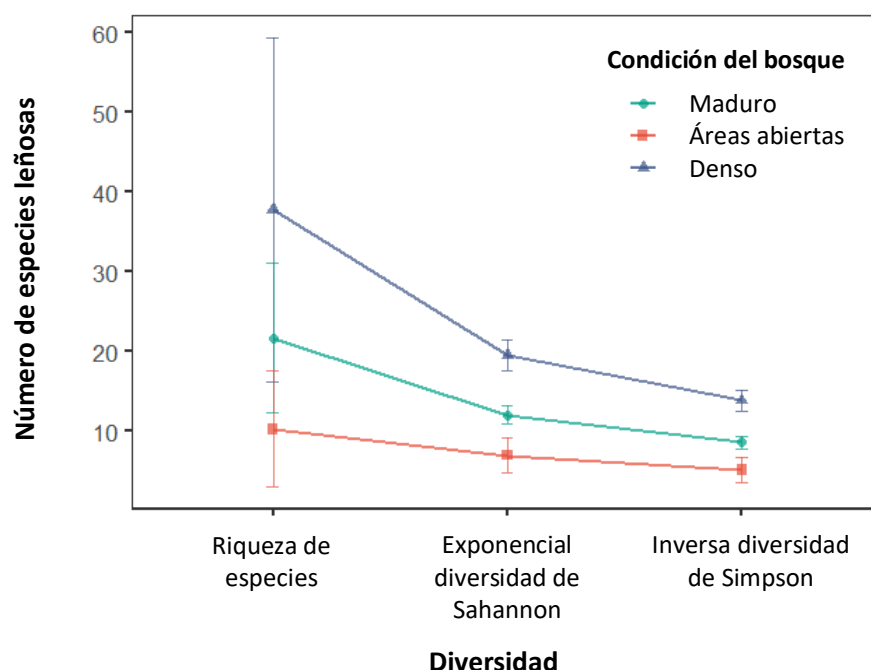
### 5.3. Resultados

#### 5.3.1. Caracterización de las condiciones del bosque

Se encontraron tres principales condiciones del bosque en relación a las variables de estructura de la vegetación y el suelo (Fig. 5.1). Los bosques abiertos maduros se caracterizaron por la presencia de árboles maduros (es decir, árboles de mayor altura y DAP), una baja cobertura y densidad de arbustos y una densidad de árboles menor que la de los bosques densos. Los bosques densos se caracterizaron por una alta riqueza, cobertura y densidad de arbustos, como así también por una alta riqueza y densidad de árboles, pero de menor tamaño. Las áreas abiertas presentaron árboles pequeños (es decir, árboles de baja altura y DAP), muy baja densidad de árboles y una baja o incluso nula cobertura del dosel. Además, se caracterizaron por una alta cobertura herbácea y una mayor altura de pasto (Fig. 5.1 y Anexo 3: Tabla A3.3). La diversidad de especies leñosas difirió entre las condiciones de bosque, siendo la más alta en los bosques densos y la más baja en las áreas abiertas (Fig. 5.2).



**Fig. 5.1.** Condiciones del bosque resultante del análisis de conglomerados jerárquicos sobre componentes principales (HCPC) de los sitios de muestreo (puntos) considerando variables de la estructura de la vegetación y el suelo a lo largo de un gradiente de intensidad de pastoreo. Además, se muestran imágenes representativas de cada condición del bosque: A) áreas abiertas ( $n = 24$ ), B) bosque abierto maduro ( $n = 106$ ), y C) bosque denso ( $n = 38$ ).

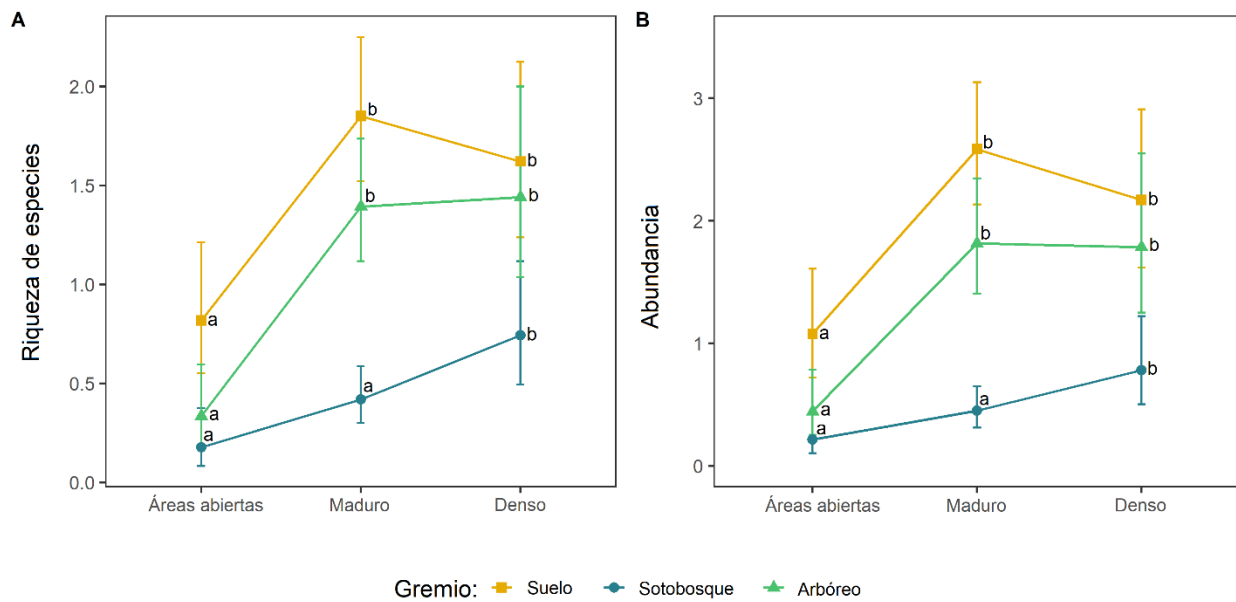


**Fig. 5.2.** Diversidad alfa ( ${}^qD_\alpha$ ) a una cobertura de muestreo mínimo ( $CM = 0.988$ ) de la comunidad de vegetación leñosa en las distintas condiciones del bosque resultantes de las actividades ganaderas. Las barras de error muestran el 95% IC para el estimador de cada variable obtenido por bootstrapping.

### 5.3.2. Respuesta de los gremios de altura de alimentación a las condiciones del bosque

Se registraron un total de 1805 individuos de aves pertenecientes a 97 especies. De todas las aves registradas, 93 especies fueron agrupadas en gremios específicos, en relación al estrato dominante que utilizan para alimentarse (Anexo 3: Tabla A3.1). Las cuatro especies restantes no fueron asignadas a ningún grupo funcional en particular, ya que fueron consideradas generalistas o se alimentan en el aire. Las aves que se alimentan en el suelo (a partir de ahora, aves del suelo) fue el gremio más representativo con un 44% del total de especies registradas. Las aves que se alimentan en el estrato arbustivo (a partir de ahora aves del sotobosque) representaron un 19% del total de especies y las que se alimentan en el estrato arbóreo (a partir de ahora aves del estrato arbóreo) representaron un 37% del total de especies registradas.

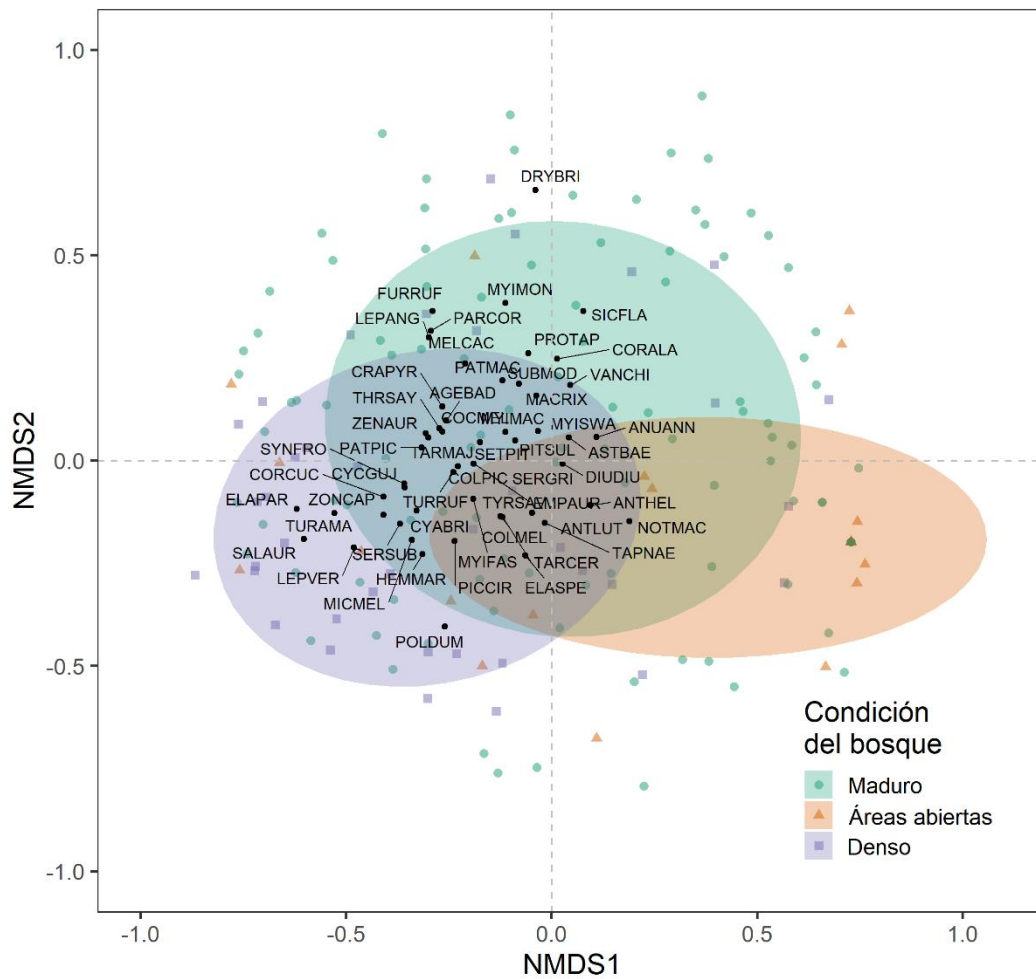
La riqueza y abundancia de aves del suelo y del estrato arbóreo mostraron diferencias significativas entre las condiciones de bosque. Las áreas abiertas mostraron, en promedio, la mitad de riqueza y abundancia de aves del suelo y del estrato arbóreo que los bosques maduros y los bosques densos. La riqueza y abundancia de las aves del suelo y del estrato arbóreo no fueron significativamente diferentes entre el bosque maduro y el bosque denso (Fig. 5.3). La riqueza y abundancia de aves del sotobosque fue significativamente mayor en los bosques densos en relación a las otras dos condiciones del bosque (Fig. 5.3).



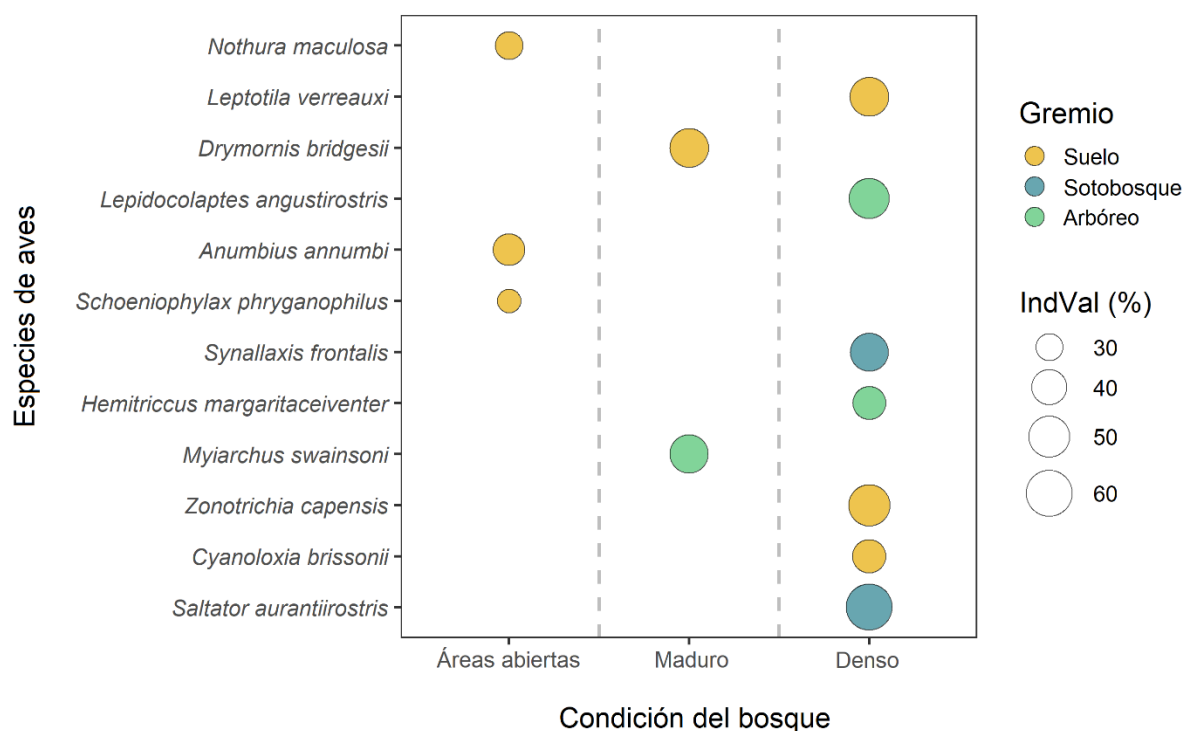
**Fig. 5.3.** Valores medio de A) riqueza y B) abundancia de especies de cada **gremio** de aves, basados en la altura que utilizan para obtener alimento en mayor proporción, para cada condición de bosque. Los valores  $\pm$  95% IC fueron estimados mediante GLMMs. Letras diferentes denotan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en la riqueza de especies o la abundancia entre las condiciones de bosque para un dado gremio.

### 5.3.3. Especies indicadoras de la condición del bosque

El análisis de ordenamiento mediante NMDS reveló una tendencia de segregación en la composición de especies de aves entre las condiciones del bosque, que resultó estadísticamente significativa (PERMANOVA: pseudo-F = 3.70,  $p = 0.0001$ ; Fig. 5.4). Cada condición del bosque se caracterizó por la presencia de ciertas especies de aves (Anexo 3: Tabla A3.4). Un total de 12 especies de aves fueron significativamente asociadas con una condición del bosque en particular (IndVal:  $p < 0.05$ ). Tres especies de aves resultaron ser indicadoras de las áreas abiertas y éstas se alimentan en el suelo (Fig. 5.5). Siete especies de aves fueron indicadoras de los bosques densos. Entre ellas, *Saltator aurantirostris* y *Synallaxis frontalis* se alimentan en el sotobosque, mientras que *Lepidocolaptes angustirostris* y *Hemitriccus margaritaceiventer* se alimentan en el estrato arbóreo (Fig. 5.5). El resto de las especies se alimentan en el suelo. Solo dos especies fueron indicadoras del bosque maduro, *Myiarchus swainsoni* que se alimenta en el estrato arbóreo y *Drymornis bridgesii* que se alimenta en el suelo (Fig. 5.5).



**Fig. 5.4.** Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basado en las abundancias de aves en los sitios de muestreo, en diferentes condiciones de bosque. Valor del stress: 0.20. Se muestran solo aquellas especies con una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) con alguno de los ejes del ordenamiento. Los códigos de las especies corresponden a las primeras tres letras del género y las tres primeras letras de la especie (ver Anexo 3: Tabla A3.4).



**Fig. 5.5.** Especies representativas de cada condición del bosque. Solo se muestran aquellas especies con un valor indicador (IndVal) estadísticamente significativo ( $p < 0.05$ ).

## 5.4. Discusión

La actividad ganadera en el bosque nativo ha producido cambios en la estructura vertical del bosque, principalmente por la pérdida de árboles maduros y aumentos en la cobertura y densidad de arbustos. Estos cambios son el resultado de acciones puntuales del manejo ganadero (tala selectiva, raleo, etc.) que han ocurrido en el pasado, junto con la acción continua del pastoreo (Rojido, 2022), que en muchos casos se realiza a altas intensidades durante periodos prolongados de tiempo (Lezana, 2016; Soca et al., 2020). Las principales condiciones de bosque encontradas comprendieron los bosques maduros, los bosques densos, dominados por arbustos y árboles jóvenes, y las áreas abiertas con árboles aislados entre sí y sin presencia de arbustos. Estudios previos (Sabattini et al., 2019; Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013) han reportado cambios similares en las condiciones de bosques en la región producto de la actividad ganadera. Por ejemplo, los bosques densos han sido asociados al fuego y sobrepastoreo prolongado (Sione et al., 2006; Spahn, 2013), mientras que las áreas abiertas provienen del bosque intensamente aprovechado en el pasado (Sabattini et al., 2009b; Spahn, 2013). Estos cambios disminuyen la biodiversidad y la provisión de contribuciones de la naturaleza (Rojido et al., 2021).

Los gremios de aves analizados respondieron a las distintas condiciones del bosque, sugiriendo que pueden ser utilizados para predecir las condiciones ecológicas del bosque resultantes de las actividades ganaderas (Kutt & Martin, 2010). En general, la riqueza y abundancia de aves del suelo, sotobosque y estrato arbóreo disminuyen con la simplificación de la estructura vertical de la vegetación, siendo significativamente baja en las áreas abiertas y alta

en los bosques maduros y densos. En particular, la riqueza y abundancia de aves del estrato arbóreo fue, en promedio, cuatro veces menor en áreas abiertas que en las otras dos condiciones del bosque. A pesar de la ausencia de árboles maduros en los bosques densos, estos parecen contener los recursos necesarios para las aves del estrato arbóreo. Se ha observado que un incremento en la densidad de árboles está asociado con una mayor cantidad de atributos estructurales, como troncos y follaje, resultando en una mayor disponibilidad de recursos para las aves del bosque (Dardanelli et al., 2022; Godoi et al., 2017; Hanspach et al., 2011). Aunque la riqueza y abundancia de aves del estrato arbóreo fue similar entre los bosques maduros y densos, la composición de especies difirió, encontrando especies representativas de cada condición.

Las aves del sotobosque fueron más abundantes y ricas en los bosques densos que en los bosques maduros y las áreas abiertas. Los cambios en las condiciones del microhábitat, como aumentos en la intensidad de luz y la temperatura, y una disminución en la densidad de follaje del sotobosque pueden alterar la calidad de hábitat para las aves del sotobosque (Leaver et al., 2019; Patten & Smith-Patten, 2012). El sobrepastoreo puede conducir a la arbustización a través del reemplazo competitivo de pastos y hierbas por arbustos (Funk et al., 2018; Stanton et al., 2018). Por otro lado, la combinación del pastoreo con otras actividades (e.g., fuego y raleo) promueven los hábitats abiertos. Por lo tanto, las aves del sotobosque parecen responder mejor a las condiciones del bosque resultantes de la actividad ganadera, similar a lo propuesto por otros autores (Fontúrbel et al., 2021; Martin & Possingham, 2005; Tallei et al., 2021; Visco et al., 2015; Whitehorne et al., 2011). Por estas razones, se ha propuesto que las aves del sotobosque pueden ser potencialmente útiles para monitorear los bosques disturbados (Haene et al., 2024; Tallei et al., 2021), y nuestros resultados apoyan estos hallazgos.

La riqueza y abundancia de aves del suelo fue significativamente menor en áreas abiertas que las otras condiciones del bosque. La selección de sitios de alimentación para las aves del suelo está fuertemente modificada por las características de microhábitat del suelo. Bajo presiones de pastoreo bajas a moderadas, se espera que las aves del suelo aumenten con el pastoreo, ya que las ventajas de buscar alimento en áreas abiertas inducidas por el pastoreo superan a la menor disponibilidad de presas (Bellis & Muriel, 2015; Leal et al., 2019; Martin & Possingham, 2005). Sin embargo, los resultados mostraron que, en las áreas abiertas hubo menor riqueza y abundancia de aves del suelo que en los bosques maduros y densos, indicando un impacto fuerte del pastoreo en la región. Altas presiones de pastoreo reducen la abundancia de aves del suelo (Bock & Bock, 1999; James, 2003; Kutt et al., 2012; Kutt & Fisher, 2011; Neilly & Schwarzkopf, 2019). El aumento en el porcentaje de suelo desnudo y la erosión del suelo, la disminución en la altura de la vegetación herbácea y los cambios en la disposición espacial y composición de la vegetación afectan negativamente a las aves del suelo, ya que se altera la disponibilidad de semillas en el suelo, la abundancia de invertebrados y aumenta el riesgo de depredación (Bellis et al., 2015; Neilly & Schwarzkopf, 2019; Sagario et al., 2020; Zarco et al., 2019; Zwarts et al., 2018). Además, la mayoría de las aves del suelo en nuestro sistema necesitan vegetación leñosa para nidificar o refugiarse.

Los cambios en las condiciones del bosque también tienen un efecto especie-específico, mostrando una diferencia en la composición de especies que, además, permitió encontrar especies indicadoras para cada condición. Por ejemplo, *Myiarchus swainsoni* y *Drymornis*

*bridgesii* fueron especies representativas del bosque maduro, ya que estas dependen de elementos particulares del bosque provistos por los bosques maduros. *Drymornis bridgesii* se alimenta mayoritariamente del suelo de los bosques, pero requiere árboles maduros para nidificar ya que es un nidificante secundario de cavidades (de la Peña, 2013; Juárez, 2021). Esta especie se la ha asociado con bosques maduros abiertos (Codesido et al., 2009; Dardanelli et al., 2022) y es sensible a la fragmentación de los bosques (Calamari et al., 2018; Dardanelli, et al., 2006a; Dardanelli & Bellis, 2021). Similarmente, *Myiarchus swainsoni*, que nidifica en cavidades, habita bosques maduros abiertos (Joseph, 2020) y también es sensible a la fragmentación de los bosques, siendo escaso en bosques altamente fragmentados en el centro de Argentina (Dardanelli et al., 2006b). De acuerdo a estudios sobre aves que nidifican en cavidades, la presencia de estas especies está relacionada con la presencia de elementos específicos de la estructura del bosque, como árboles maduros, troncos y árboles muertos, que son representativos de los bosques maduros (van der Hoek et al., 2020). Por lo tanto, estas aves podrían ser indicadoras potenciales de la estructura del bosque y calidad del hábitat.

*Leptotila verreauxi*, *Cyanoloxia brissonii*, *Zonotrichia capensis*, *Saltator aurantirostris*, *Synallaxis frontalis*, *Hemitriccus margaritaceiventer*, y *Lepidocolaptes angustirostris* fueron identificadas como especies indicadoras de los bosques densos. A pesar que cada una de estas especies se alimentan en estratos distintos, habitan sitios con vegetación densa donde encuentran los recursos necesarios para nidificar y alimentarse (Albanesi et al., 2014; Calamari et al., 2018; Dardanelli et al., 2022; Tallei et al., 2021). En particular, *Cyanoloxia brissonii* fue considerado una especie indicadora de sobrepastoreo debido a su asociación positiva con la altas intensidades de pastoreo y vegetación densa (Dardanelli et al., 2022). Por otro lado, *Lepidocolaptes angustirostris*, una especie tolerante a disturbios y usuaria secundaria de cavidades para nidificar, habita bosques maduros y degradados, arbustales, e incluso plantaciones forestales (Billerman et al., 2020). El análisis de especies indicadoras asoció a esta especie con los bosques densos, dominados por altas densidades de arbustos y árboles, similar a estudios previos (Calamari et al., 2018). La disponibilidad potencial de sitios de nidificación y alimentación probablemente aumente con la densidad de árboles en bosques disturbados (Calamari et al., 2018).

En las áreas abiertas, *Nothura maculosa*, *Anumbius annumbi*, y *Schoeniophylax phryganophilus* fueron identificadas como especies indicadoras. Estas especies se encuentran comúnmente en pastizales y sabanas, donde se alimentan en el suelo o cerca del suelo (Billerman et al., 2020). En particular, *Nothura maculosa* y *Anumbius annumbi* son afectadas negativamente por altas densidades de arbustos y árboles, pero se vieron relacionadas positivamente con la cobertura de herbáceas en bosques abiertos con ganadería (Dardanelli et al., 2022). Estas especies de aves son favorecidas por la conversión de bosques a áreas abiertas, las cuales son promovidas por el sobrepastoreo sostenido en el tiempo.

## 5.5. Conclusión

Este capítulo proporciona conocimientos sobre la respuesta de las aves a la degradación del bosque resultante del uso ganadero. Las aves respondieron a las condiciones del bosque a dos niveles. A nivel de gremio, la riqueza y abundancia de aves que se alimentan en un determinado estrato de vegetación (suelo, arbustivo y arbóreo) difirieron entre las condiciones de bosque, mostrando una fuerte diferencia entre las áreas abiertas y las otras condiciones del bosque. Particularmente, la baja abundancia y riqueza de aves del suelo y del estrato arbóreo estuvieron asociadas a los bosques transformados en áreas abiertas por el intenso uso en el pasado y el actual uso ganadero. Se recomienda restaurar o realizar clausuras de pastoreo en estas áreas donde no hay reclutamiento de árboles para la regeneración del bosque. La mayor abundancia y riqueza de aves del sotobosque se asociaron con la degradación del bosque por sobrepastoreo resultante en bosques arbustizados. A nivel de especies, la composición de las comunidades de aves difirió entre las tres condiciones de bosque y se encontraron especies indicadoras o características de cada condición.

Los resultados resaltan la importancia de la identidad de las especies sobre el uso de índices de comunidad convencionales para brindar información crucial sobre la dinámica de un ecosistema, mejorando así la comprensión de los procesos ecológicos. Además del uso de especies indicadoras, los gremios de altura de alimentación podrían brindar información complementaria sobre los cambios en la estructura del bosque que afectan a las aves. Frente a la crisis de pérdida de biodiversidad, lineamientos de manejo sostenible que minimicen los impactos negativos de las actividades ganaderas están en demanda. Consecuentemente, el monitoreo de gremios de aves que se alimentan en un estrato de vegetación determinado y de las especies indicadoras de cada condición de bosque encontradas en este estudio, podrían ser una herramienta valiosa para tomar decisiones estratégicas para un manejo ganadero adaptativo. Este enfoque de manejo busca ajustar las acciones y decisiones a partir del aprendizaje continuo en respuesta a la complejidad del sistema (e.g., realizar un ajuste de carga ganadera en función de la disponibilidad de forraje).

## Capítulo VI

### Respuesta de las aves a la degradación del bosque: un análisis a múltiples escalas

*“En cada rincón de la Tierra,  
desde los microorganismos en el suelo  
hasta las criaturas majestuosas en los árboles,  
la biodiversidad nos muestra que  
la vida se expresa en una infinidad de formas y tamaños.”*

Edward O. Wilson



## Capítulo VI: Respuesta de las aves a la degradación del bosque: un análisis a múltiples escalas

---

### 6.1. Introducción

La pérdida y degradación del hábitat son dos de los principales factores que influyen sobre la pérdida de biodiversidad a nivel global. La degradación de los bosques implica cambios en su estructura, composición y función como resultado, principalmente, de las actividades antrópicas (Ghazoul & Chazdon, 2017; Thompson et al., 2013). Sin embargo, cuantificar la degradación de estos ambientes sigue siendo un proceso desafiante debido a que es causado por diversos factores que ocurren a distintas escalas temporales y espaciales, generando efectos contradictorios sobre las especies (Banks-Leite et al., 2013; Betts et al., 2022; Matricardi et al., 2020). Se han utilizado diversas mediciones de variables estructurales de la vegetación para caracterizar las respuestas a la degradación. Entre ellas, se incluyen la incidencia de la radiación solar, la diversidad y composición de la vegetación, la distribución vertical y horizontal de la biomasa, la abundancia relativa de diferentes formas de vida, y la incidencia de especies invasoras (Briske et al., 2005). En particular, la estructura horizontal y vertical de la vegetación describe la reorganización espacial de la vegetación luego de un disturbio, siendo indicadores del estado de degradación de un bosque (Cavallero et al., 2015; Thompson et al., 2013).

La estructura de la vegetación es uno de los principales factores que influyen sobre la distribución y diversidad de especies de animales (MacArthur & MacArthur, 1961). Su heterogeneidad vertical, i.e. la diversidad de estratos en un sitio dado (Brokaw & Lent, 1999), promueve una mayor diversidad de especies al expandir el espacio de nichos en ambientes estructuralmente más complejos (Tews et al., 2004), aumentando las oportunidades para la segregación de micro-hábitats (MacArthur et al., 1966). No obstante, dado que los organismos seleccionan el hábitat a múltiples escalas, es fundamental considerar la dimensión horizontal de la vegetación, la cual se define como la composición y configuración espacial de la vegetación en el paisaje (Turner & Gardner, 2015). Los cambios en la estructura vertical y horizontal de la vegetación pueden afectar el proceso de ocupación de un hábitat y, en última instancia, en la composición de la comunidad (Bellis et al., 2008; Kutt & Martin, 2010; St-Louis et al., 2014). En este contexto, es esencial considerar las distintas escalas espaciales en los estudios de ecología y conservación de las aves. Sin embargo, los trabajos que analizan los patrones de la diversidad en relación con la estructura del hábitat generalmente se centran en la estructura vertical de la vegetación a escalas locales (Culbert et al., 2013).

Los datos derivados de sensores remotos son una herramienta valiosa que pueden caracterizar la vegetación de un ambiente en grandes áreas. A escala de paisaje, la distribución espacial de la biomasa vegetal provee información sobre la configuración espacial y la disponibilidad de recursos para las aves. Los índices de textura son una medida de la distribución y variación espacial de los valores espectrales en los píxeles de una imagen (Haralick et al., 1973). Combinando la caracterización de la biomasa vegetal con los índices de textura, es posible capturar la variabilidad intrínseca de la vegetación, una escala fina y gruesa simultáneamente, dentro y entre diferentes coberturas de suelo, por lo que resultan un muy buen *proxy* de la

heterogeneidad horizontal de la vegetación (Bellis et al., 2008, 2021; St-Louis et al., 2009; Wood et al., 2012). Debido a estas particularidades, los índices de textura han sido utilizados para caracterizar y predecir la distribución de las aves en diferentes ambientes, como bosques (Bellis et al., 2015, 2021; Culbert et al., 2013; Silveti et al., 2023; Wood et al., 2013), sabanas (Wood et al., 2013), matorrales áridos (St-Louis et al., 2006, 2009) y pastizales (Bellis et al., 2008; Culbert et al., 2012). Sin embargo, ningún estudio ha evaluado la efectividad de los índices de textura para predecir la diversidad de aves en bosques con distintos grados de degradación por pastoreo.

Por otro lado, el estudio de gremios de aves, basados en el uso de un recurso determinado, como por ejemplo el estrato donde se alimentan, permiten comprender el impacto de los cambios en la estructura de la vegetación resultante de las actividades ganaderas (Kutt & Martin, 2010; Martin & Possingham, 2005; Tassicker et al., 2006). En este capítulo, se evaluó la relación entre la estructura de la vegetación y distintos gremios de aves (basados en el estrato dominante que utilizan para su alimentación), considerando distintas escalas espaciales en un gradiente de degradación por pastoreo del bosque del Espinal. Para ello, se propuso: 1) explorar la relación entre la heterogeneidad de la vegetación capturada con mediciones a campo (i.e., escala local) y la heterogeneidad horizontal medida a través de sensores remotos (i.e., escala de paisaje), con el propósito de identificar qué características de la vegetación a escala local son capturadas mejor por los índices de textura; 2) determinar la escala espacial de mayor influencia sobre la respuesta de los gremios de aves a la degradación del bosque; 3) determinar los principales atributos de la vegetación asociados a distintos gremios de aves en las diferentes escalas espaciales analizadas.

## 6.2. Métodos

El trabajo se realizó en 30 establecimientos ganaderos ubicados en el bosque del Espinal de Entre Ríos, donde se realizaron relevamientos de aves y vegetación en 6 sitios de muestreo por establecimiento (más detalles metodológicos y descriptivos en el capítulo III). En este capítulo, se analizó la relación entre distintos gremios de aves, basados en el estrato dominante que utilizan para la alimentación (suelo, sotobosque y arbóreo), con la estructura del bosque a distintas escalas espaciales, para determinar a qué escala responden mejor cada gremio. Para más detalles sobre los gremios de aves utilizados, ver la sección métodos del capítulo V.

### 6.2.1. Caracterización de la estructura del bosque a escala local

Se utilizaron los datos de vegetación relevados a campo (las coberturas de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, las densidades de árboles y arbustos, la riqueza de especies leñosas, DAP y altura promedio de los árboles mayores a 3 m de altura) para caracterizar la estructura del bosque (más detalles sobre el relevamiento a campo de la vegetación en el capítulo III). A partir de las coberturas, se estimó el índice de diversidad de altura del follaje (*Foliage Height Diversity* - FHD) utilizando el índice de Shannon (MacArthur & MacArthur, 1961). FHD mide la distribución vertical de la vegetación en relación a sus formas de vida en los diferentes estratos de la comunidad vegetal.

### 6.2.2. Caracterización de la estructura del bosque a escala del paisaje

A fin de obtener variables indicadoras de vegetación, se estimó el índice NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) que representa la biomasa aérea (Paruelo et al., 1997). El NDVI es ampliamente utilizado para evaluar la productividad primaria, y la condición y distribución de la vegetación. A partir de una imagen de NDVI, se estimaron diferentes índices de textura de segundo orden: media, entropía, homogeneidad, uniformidad y contraste (Bellis et al., 2015; Farwell et al., 2020, 2021; St-Louis et al., 2009), que representan diferentes atributos de la vegetación en el paisaje (Tabla 6.1).

El NDVI se calculó con un mosaico de imágenes Sentinel-2 (tile: 20JQL, 20JQM, 21JTF, 21JTG, 21JUF, 21JUG; resolución: 10 m) disponibles entre octubre – diciembre del año 2017 y 2018, libres de nubes (menor al 10%). Las fechas seleccionadas coincidieron con los muestreos de aves y con el período de mayor crecimiento de la vegetación. Los índices de textura se estimaron a diferentes escalas espaciales, utilizando ventanas móviles de distintos tamaños: 3x3 píxeles (representa una superficie de 0.09 ha en las imágenes Sentinel-2), 7x7 píxeles (0.49 ha), 9x9 (0.81 ha) y 11x11 píxeles (1.21 ha). Los tamaños de ventanas móviles empleados incluyen el área mínima de territorio requerida para muchas de las aves presentes en el estudio (Billerman et al., 2020; Dardanelli et al., 2006b) y capturan información del paisaje alrededor de cada punto de muestreo.

**Tabla 6.1.** Descripción de los índices de textura derivados de una imagen de NDVI utilizados en los análisis. En las fórmulas,  $N$  es el número de niveles de grises en la imagen;  $p(i, j)$  es la probabilidad de que dos niveles de gris  $i$  y  $j$  sean adyacentes en la imagen, es decir la frecuencia relativa de que dos píxeles vecinos ocurran en la imagen, uno con tono de gris  $i$  y el otro con un tono de gris  $j$  (Haralick et al., 1973).

| Índice de textura | Descripción estadística                                                                | Fórmula                                                                   | Interpretación biológica                                                                                                                              |
|-------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Media             | Distribución promedio del valor del índice de NDVI de los píxeles de una ventana móvil | $\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i, j)$                                              | Proxy de la disponibilidad de recursos en un área particular. A mayor valor, mayor productividad de la vegetación                                     |
| Homogeneidad      | Similitud de valores entre píxeles adyacentes                                          | $\sum_{i,j=0}^{N-1} \frac{p(i, j)}{1 + (i - j)^2}$                        | Estima la dispersión de la biomasa vegetal. Indicador de la concentración de recursos. A mayor valor de homogeneidad, menor concentración de recursos |
| Uniformidad       | Orden en la distribución espacial de los valores de los píxeles                        | $\sum_{i,j=0}^{N-1} \{p(i, j)\}^2$                                        | Estima la dispersión de la biomasa vegetal. A mayor valor de uniformidad, menor dispersión de biomasa                                                 |
| Entropía          | Variación en la distribución espacial de los valores de píxeles                        | $-\sum_{i,j=0}^{N-1} p(i, j) \log(p(i, j))$                               | Indicador de la diversidad de biomasa vegetal. A mayor valor de entropía, mayor diversidad de recursos                                                |
| Contraste         | Diferencia entre píxeles adyacentes                                                    | $\sum_{n=0}^{N-1} n^2 \left\{ \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N p(i, j) \right\}$ | Indicador de la heterogeneidad espacial de la biomasa vegetal. A mayor valor de contraste, mayor heterogeneidad en la distribución de la biomasa.     |

### 6.2.3. Análisis estadísticos

Para evaluar la relación entre las variables de vegetación medidas a campo y los índices de textura derivados de sensores remotos, se realizaron correlaciones de Spearman (Anexo 4: Tabla A4.1). Además, este análisis permitió determinar la escala espacial (tamaño de la ventana móvil) que mejor explica la variabilidad observada de las mediciones a campo de la estructura de la vegetación. Luego, se analizó si existen diferencias entre las distintas condiciones del bosque en relación a la estructura de la vegetación a las distintas escalas espaciales. Para ello, se realizó un test de Kruskal-Wallis y comparaciones a posteriori.

Se evaluó la relación entre la riqueza, abundancia y diversidad de distintos gremios de aves (según el estrato dominante que utilizan para alimentarse) con la estructura del bosque medida

a las distintas escalas espaciales mediante GLMMs. Para analizar la heterogeneidad horizontal de la vegetación, se utilizaron los índices de textura estimados en la ventana móvil de 7x7 píxeles, equivalente a una superficie de 0.49 ha, ya que fue la que mejor explicó la variabilidad de la vegetación medida a campo (Anexo 4: Tabla A4.1). Dado el alto nivel de correlación entre entropía, homogeneidad, uniformidad y contraste ( $r > 0.9$ ; Anexo 4: Fig. A4.1), se determinó el conjunto de variables independientes a utilizar en los modelos multiescala mediante la comparación de modelos univariados utilizando AICc (Anexo 4: Tabla A4.2). Se seleccionó el índice de textura que resultó en un modelo con el valor más bajo de AICc.

En los GLMMs, se consideró como efecto aleatorio a los sitios de muestreo anidados en el establecimiento. Además, se consideró como efecto fijo el momento del día (i.e., mañana o tarde) y el año en el que se realizó el muestreo para aquellos gremios donde se observó diferencias (Anexo 4: Tabla A4.3). Se utilizó una distribución de probabilidades de Poisson para modelar la riqueza y abundancia de aves. En aquellos casos donde se observó sobre-dispersión significativa, se utilizó una distribución binominal negativa. La diversidad de aves se modeló con una distribución de probabilidades Tweedie (Bonat & Kokonendji, 2017). Se evaluó la multicolinealidad entre las variables explicativas de ambas escalas espaciales por medio del VIF, encontrando en todos los casos una baja colinealidad entre estas ( $VIF < 3$ ). Se seleccionó el modelo más parsimonioso y el que mejor explica la variabilidad observada de la riqueza, abundancia y diversidad de las aves por medio del AICc (Burnham & Anderson, 2002). Todos los modelos fueron validados mediante la verificación de los residuos mediante métodos gráficos (qq-plot y gráficos de residuos vs. predichos). Además, se evaluó la autocorrelación espacial para cada una de las variables respuesta mediante semivariogramas aleatorios de los residuos de los modelos, y los resultados no mostraron evidencias de un efecto de autocorrelación espacial (Fig. A4.2).

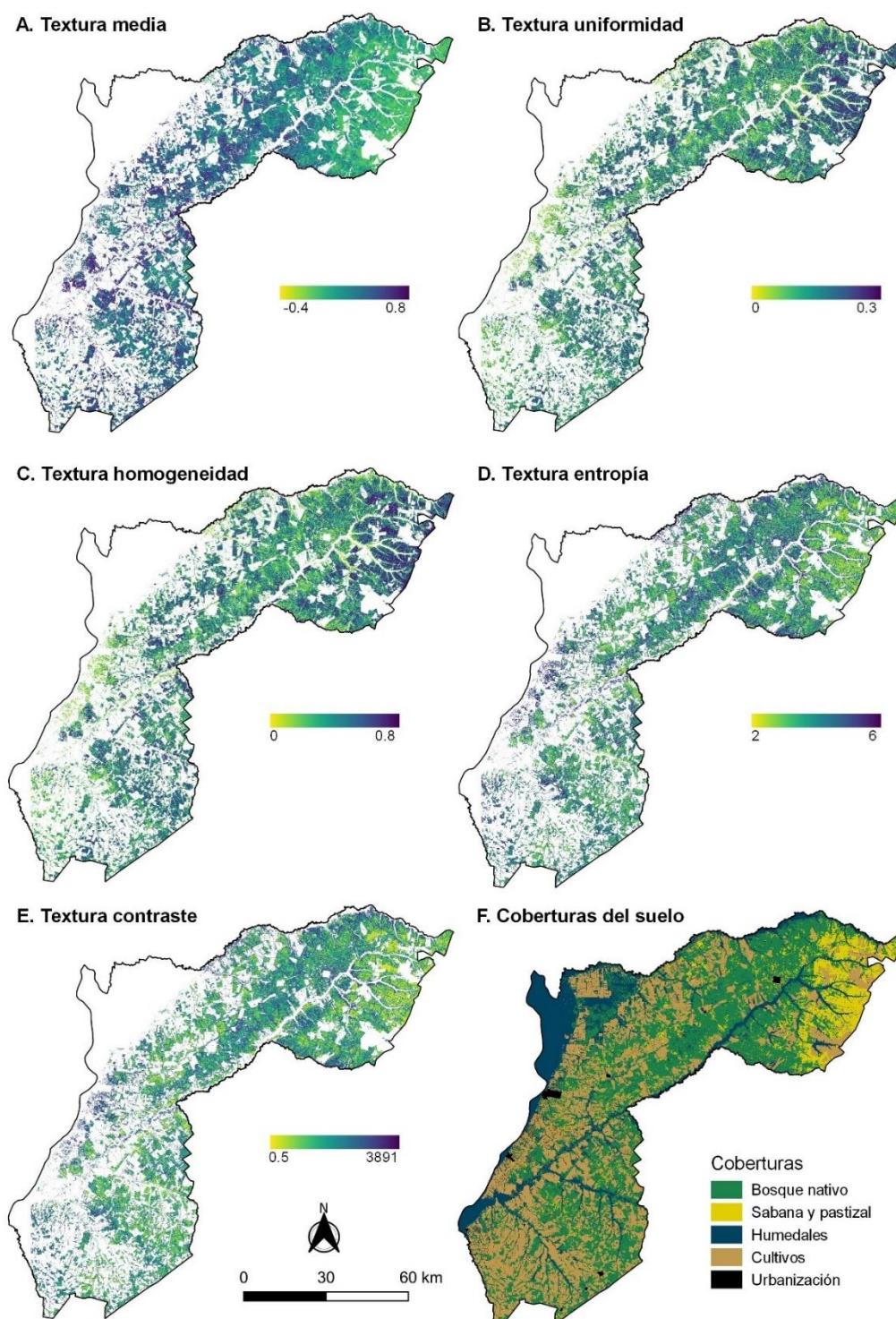
El procesamiento de las imágenes satelitales y la estimación de los índices de textura se realizaron mediante el software QGIS, versión 3.16.11-Hannover (QGIS, 2021). Todos los análisis fueron realizados en R, versión 4.0.2 (R Core Team, 2020). Las correlaciones se realizaron con el paquete *Hmisc* (Harrell, 2023). Se utilizaron los paquetes *glmmTMB* (Brooks et al., 2017) para correr los GLMMs, *MuMIn* (Barton, 2020) para realizar la selección de modelos, *DHARMA* (Hartig, 2021) para chequear los supuestos de los modelos y *geoR* (Ribeiro Jr et al., 2022) para evaluar la autocorrelación espacial. Los gráficos se generaron con *ggplot2* (Wickham, 2016).

## 6.3. Resultados

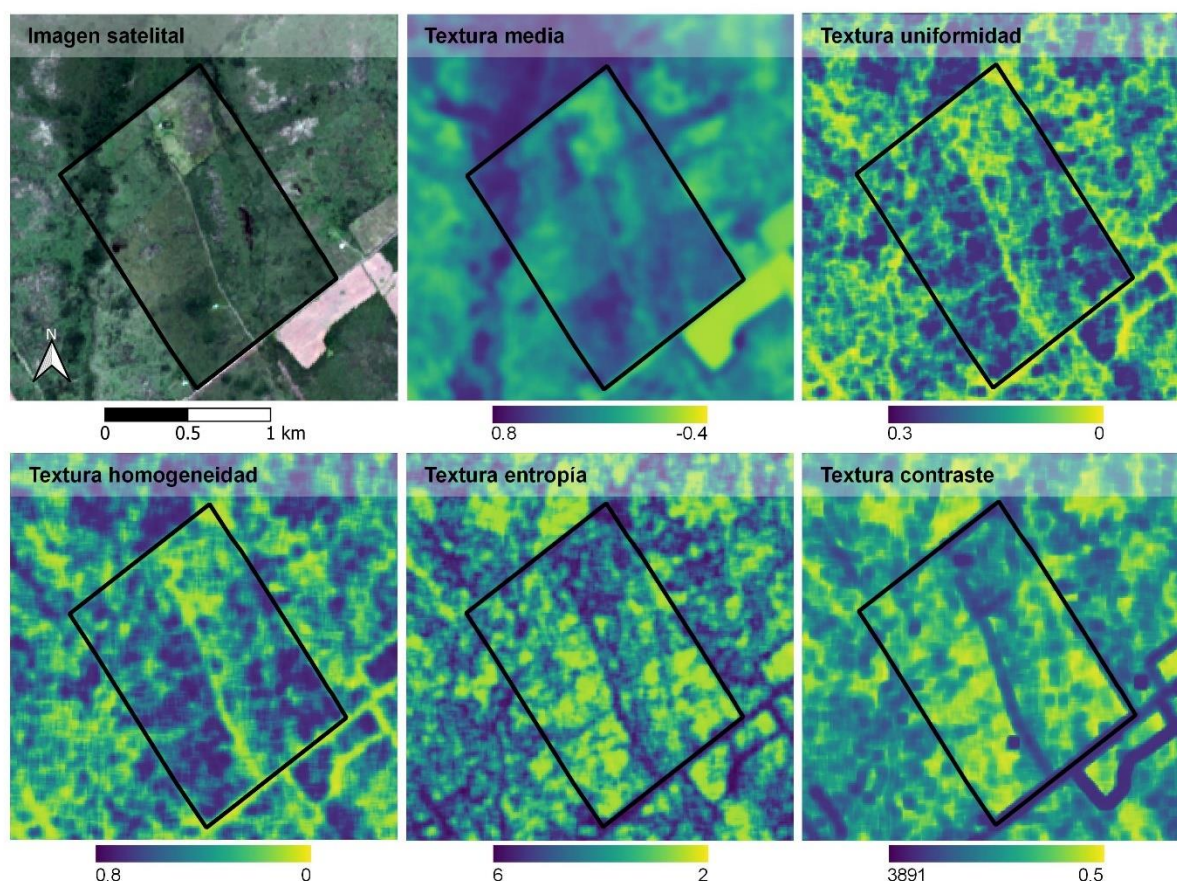
### 6.3.1. Caracterización de la estructura del bosque a diferentes escalas espaciales

Los índices de textura reflejaron información sobre la distribución espacial del NDVI en la región (Fig. 6.1). Se observó un menor índice de textura media en las áreas abiertas (sabanas y pastizales; Fig. 6.1A y Tabla 6.2). Además, en las áreas abiertas el índice de uniformidad fue mayor (Fig. 6.1B y Tabla 6.2) y el índice de homogeneidad menor (Fig. 6.1C y Tabla 6.2). Por el contrario, se observaron valores altos de los índices media, entropía y contraste (Fig. 6.1D y E) en las áreas clasificadas como bosque (que integra a las condiciones de bosque denso y bosque maduro), mientras que el índice de uniformidad mostró valores bajos y resultó en un menor índice de

homogeneidad en las áreas de bosque (Fig. 6.2). Los índices de textura capturaron las diferencias y transiciones entre los tipos de cobertura de suelo, así como la heterogeneidad en la distribución espacial del NDVI dentro de una misma clase de ambiente categorizado como homogéneos por la clasificación de las coberturas del suelo (Fig. 6.2).

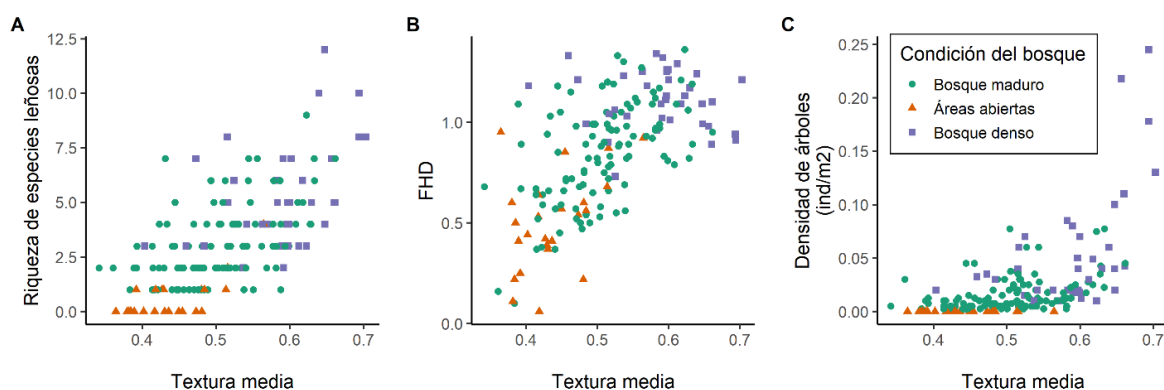


**Fig. 6.1.** Patrones espaciales de la estructura horizontal de la vegetación capturado por cinco índices de textura en una ventana móvil de 7x7 píxeles (0.49 ha) a partir de una imagen NDVI en los departamentos de La Paz y Feliciano, Entre Ríos. En F se visualizan las diferentes unidades de cobertura de suelo adaptadas de la cartografía de Navarro et al. 2022.



**Fig. 6.2.** Detalle de los patrones espaciales de la estructura horizontal de la vegetación capturado en color verdadero y por los índices de textura en una ventana móvil de 7x7 píxeles (0.49 ha) para uno de los establecimientos ganaderos estudiados que cuenta con bosque nativo en todo su terreno.

Los índices de textura mostraron una relación significativa con las variables de vegetación medidas a campo (Anexo 4: Tabla A4.1). En particular, las asociaciones más fuertes encontradas fueron positivas entre el índice de textura media y la riqueza de especies leñosas ( $\rho = 0.66$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 6.3A), el índice de textura media y FHD ( $\rho = 0.64$ ,  $p < 0.001$ , Fig. 6.3B), y el índice de textura media y la densidad de árboles ( $\rho = 0.63$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 6.3C). El índice de textura media es un indicador de la estratificación leñosa de la vegetación, pudiendo captar variaciones entre las distintas condiciones de bosque.



**Fig. 6.3.** Relación entre A) la riqueza de especies leñosas, B) el índice de diversidad de altura del follaje (FHD) como medida de la heterogeneidad vertical del bosque a escala local, y C) la densidad de árboles con el índice de textura media derivado de una imagen de NDVI como indicador de la estructura horizontal del bosque a escala del paisaje.

Asimismo, se encontraron diferencias significativas entre las distintas condiciones de bosque en relación con la estructura de la vegetación a escala local y de paisaje (Tabla 6.2). A escala local, la densidad de arbustos, la cobertura y densidad de árboles, la riqueza de leñosas y el FDH mostraron valores altos en los sitios clasificados como bosques densos, seguido de los bosques maduros, mientras que las áreas abiertas mostraron los valores más bajos en estas variables (Tabla 6.2). A escala de paisaje, el índice de textura media fue mayor en los bosques densos, seguido de los bosques maduros y las áreas abiertas.

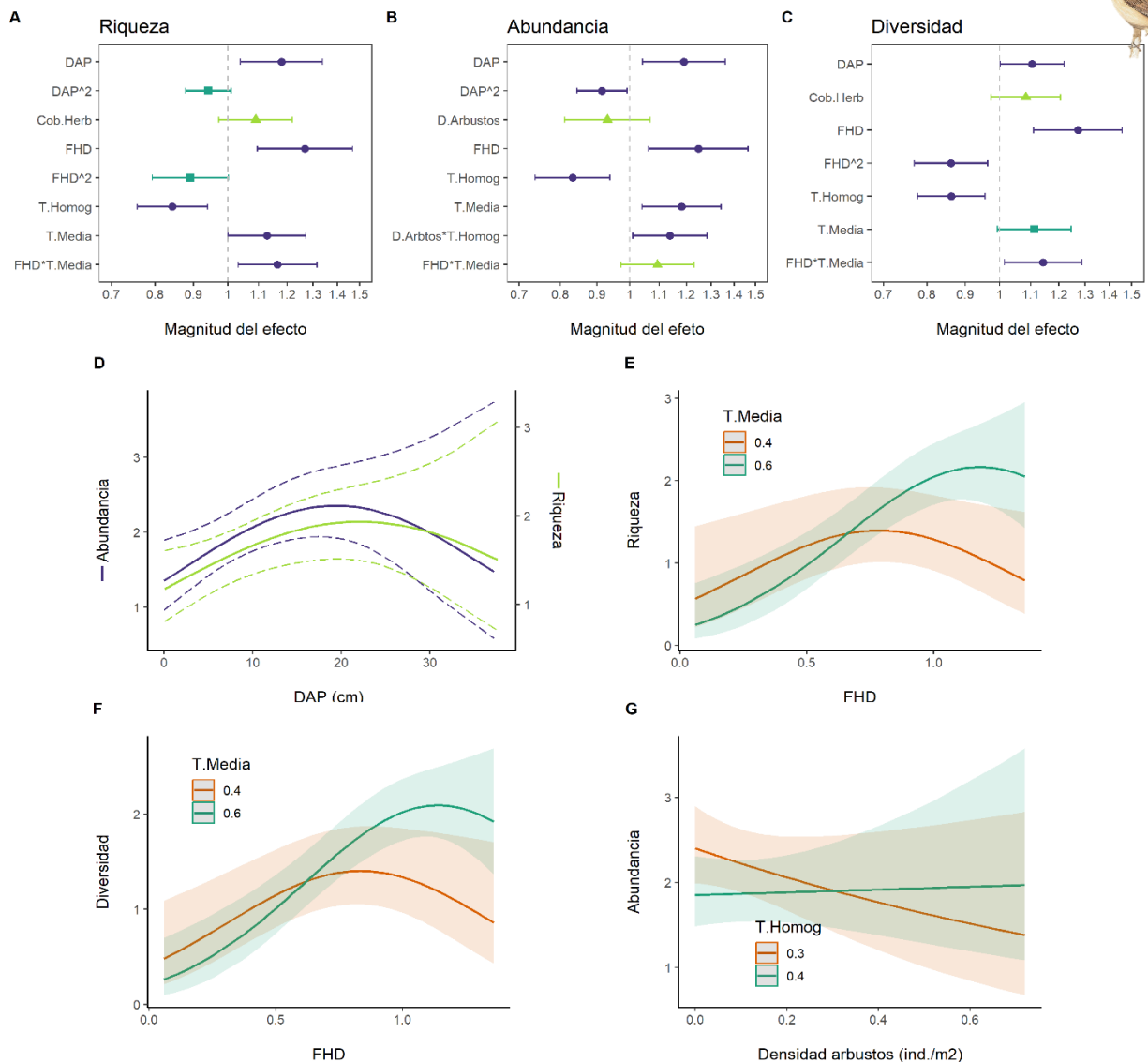
**Tabla 6.2.** Comparación entre las condiciones del bosque, caracterizadas por las mediciones a campo de la estructura de la vegetación a escala local y los índices de texturas derivados de una imagen de NDVI a escala de paisaje. Se muestran los valores medios  $\pm$  EE. Letras diferentes indican diferencias significativas.

| Variable                                         | Condición del bosque         |                            |                             | H     | p-valor |
|--------------------------------------------------|------------------------------|----------------------------|-----------------------------|-------|---------|
|                                                  | Áreas abiertas               | Maduro                     | Denso                       |       |         |
| <i>Estructura del bosque a escala local</i>      |                              |                            |                             |       |         |
| Cobertura dosel (%)                              | 0.12 ± 0.12 <sup>a</sup>     | 31.22 ± 1.66 <sup>b</sup>  | 45.95 ± 3.71 <sup>c</sup>   | 70.03 | <0.0001 |
| Densidad árboles (N° ind/m²)                     | 0.0001 ± 0.0001 <sup>a</sup> | 0.017 ± 0.002 <sup>b</sup> | 0.056 ± 0.01 <sup>c</sup>   | 88.64 | <0.0001 |
| DAP (cm)                                         | 0.27 ± 0.27 <sup>a</sup>     | 13.09 ± 0.55 <sup>b</sup>  | 10.39 ± 0.93 <sup>c</sup>   | 66.24 | <0.0001 |
| Cobertura arbustos (%)                           | 8.29 ± 3.13 <sup>a</sup>     | 7.60 ± 1.13 <sup>a</sup>   | 35.68 ± 3.81 <sup>b</sup>   | 44.45 | <0.0001 |
| Densidad arbustos (N° ind/m²)                    | 0.03 ± 0.02 <sup>a</sup>     | 0.02 ± 0.004 <sup>b</sup>  | 0.21 ± 0.03 <sup>c</sup>    | 59.20 | <0.0001 |
| Riqueza de leñosas                               | 0.54 ± 0.19 <sup>a</sup>     | 3.13 ± 0.17 <sup>b</sup>   | 5.24 ± 0.37 <sup>c</sup>    | 70.16 | <0.0001 |
| Cobertura herbácea (%)                           | 81.87 ± 4.59 <sup>a</sup>    | 83.35 ± 1.70 <sup>a</sup>  | 84.60 ± 2.75 <sup>a</sup>   | 0.30  | 0.86    |
| FHD                                              | 0.50 ± 0.05 <sup>a</sup>     | 0.84 ± 0.02 <sup>b</sup>   | 1.11 ± 0.02 <sup>c</sup>    | 64.64 | <0.0001 |
| <i>Estructura del bosque a escala de paisaje</i> |                              |                            |                             |       |         |
| Media                                            | 0.44 ± 0.01 <sup>a</sup>     | 0.51 ± 0.01 <sup>b</sup>   | 0.59 ± 0.01 <sup>c</sup>    | 56.65 | <0.0001 |
| Entropía                                         | 5.38 ± 0.08 <sup>a</sup>     | 5.56 ± 0.04 <sup>b</sup>   | 5.45 ± 0.06 <sup>ab</sup>   | 6.78  | 0.034   |
| Homogeneidad                                     | 0.36 ± 0.02 <sup>a</sup>     | 0.30 ± 0.01 <sup>b</sup>   | 0.33 ± 0.01 <sup>ab</sup>   | 9.62  | 0.008   |
| Uniformidad                                      | 0.030 ± 0.002 <sup>a</sup>   | 0.026 ± 0.001 <sup>b</sup> | 0.028 ± 0.002 <sup>ab</sup> | 7.43  | 0.024   |
| Contraste                                        | 14.50 ± 2.93 <sup>a</sup>    | 20.89 ± 1.92 <sup>a</sup>  | 18.73 ± 3.23 <sup>a</sup>   | 4.30  | 0.117   |

### *6.3.3. Respuesta de las aves a la estructura del bosque a múltiples escalas espaciales*

La respuesta de las aves a la estructura del bosque varió según la escala espacial. A escala local, la abundancia y riqueza de aves del suelo aumentan con el DAP promedio de los árboles hasta un valor umbral a partir del cual disminuyen (Figs. 6.4A, B y D). La estructura vertical de la vegetación (i.e., FHD) influyó positivamente en la abundancia de aves del suelo (Fig. 6.4B). La relación entre la riqueza y diversidad de aves del suelo con la estructura vertical de la vegetación fue no lineal y dependió del índice de textura media (i.e., una interacción significativa entre FHD y el índice de textura media). En sitios con un alto índice de textura media (i.e., alta disponibilidad de recursos), se observó un incremento más pronunciado en la riqueza y diversidad de aves del suelo con la estructura de la vegetación que en sitios con bajo índice de textura media (Figs. 6.4A, C y F). Además, se encontró una interacción significativa entre la densidad de arbustos y el índice de homogeneidad para la abundancia de aves (Fig. 6.4B), donde a bajos valores del índice de homogeneidad (i.e., alta concentración de recursos) la abundancia de aves del suelo disminuye al aumentar la densidad de arbustos (Fig. 6.4E). Por lo contrario, con valores altos del índice de homogeneidad (i.e., baja concentración de recursos), la densidad de arbustos parece tener un efecto nulo sobre la abundancia de aves del suelo (Fig. 6.4E). A escala de paisaje, un alto índice de homogeneidad tiene un efecto negativo sobre la riqueza y diversidad de aves del suelo (Figs. 6.4A y C), mientras que el índice de textura media tiene un efecto positivo sobre la abundancia de aves del suelo (Fig. 6.4B).

## Aves del suelo

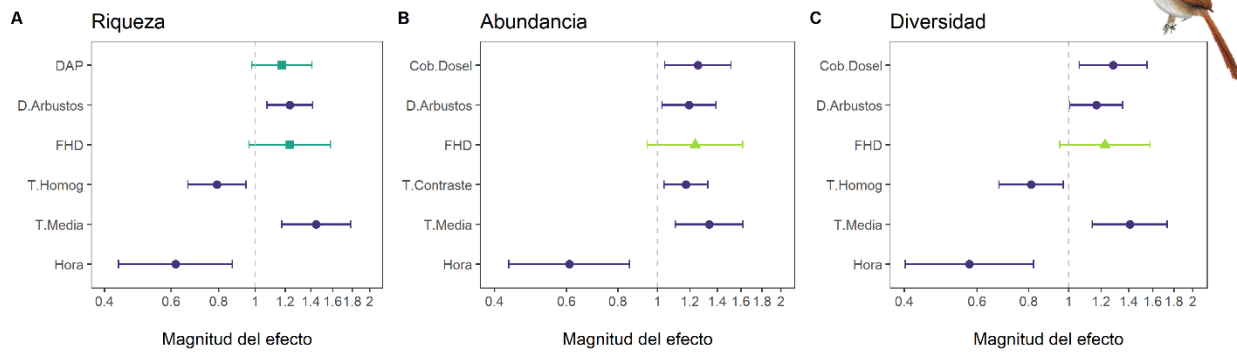


**Fig. 6.4.** Efecto de la estructura del bosque  $\pm$  95% IC sobre las aves que se alimentan en el suelo a distintas escalas espaciales. Los símbolos y colores representan el grado de significancia (punto violeta:  $p < 0.05$ , cuadrado verde:  $p < 0.1$ , triángulo verde claro:  $p > 0.1$ ). Variables Cob.Herb: cobertura herbácea (%), DAP: diámetro altura del pecho de árboles (cm), D.Arbo: densidad de arbustos ( $N^\circ$  ind./m<sup>2</sup>), FHD: diversidad en la altura del follaje, T.Media: índice de textura media, T.Homog: índice de textura homogeneidad.

A escala local, la riqueza, abundancia y diversidad de aves del sotobosque tuvieron una asociación positiva significativa con la densidad de arbustos (Fig. 6.5). La abundancia y diversidad de aves del sotobosque también mostraron una relación positiva con la cobertura del dosel (Figs. 6.5B y C). La riqueza de aves del sotobosque mostró una asociación levemente positiva con la estructura vertical de la vegetación (i.e., FHD) y el DAP de los árboles (Fig. 6.5A). El índice de textura media (i.e., disponibilidad de recursos a escala de paisaje) se relacionó positivamente con la riqueza, abundancia y diversidad de aves del sotobosque (Fig. 6.5). El índice de homogeneidad

(i.e., concentración de recursos) se asoció negativamente con la riqueza y diversidad de aves del sotobosque (Fig. 6.5A y C). El índice de contraste (i.e., diversidad de biomasa vegetal) mostró una relación positiva con la abundancia de aves del sotobosque (Fig. 6.5B).

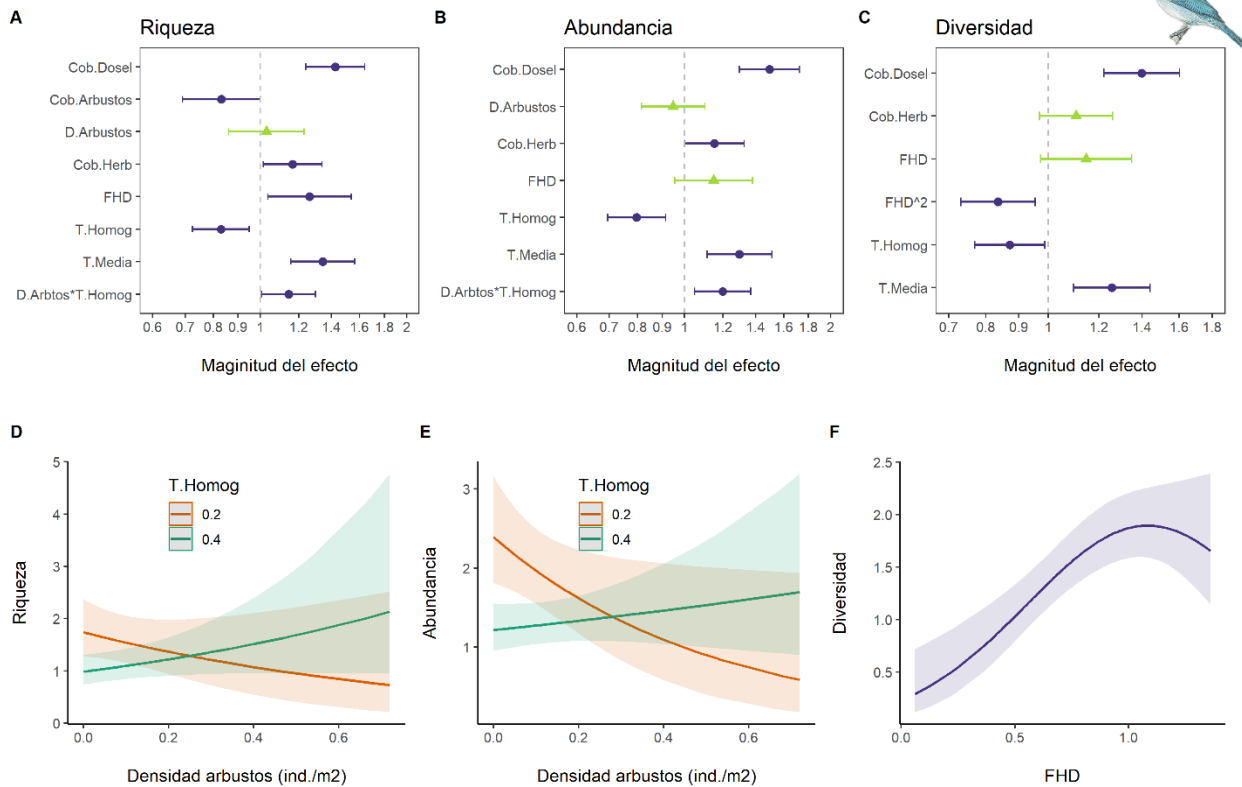
#### Aves del sotobosque



**Fig. 6.5.** Efecto de la estructura del bosque  $\pm$  95% IC sobre las aves que se alimentan en el sotobosque a distintas escalas espaciales. Los símbolos y colores representan el grado de significancia (punto violeta:  $p < 0.05$ , cuadrado verde:  $p < 0.1$ , triángulo verde claro:  $p > 0.1$ ). Variables Cob.Dosel: cobertura del dosel (%), DAP: diámetro altura del pecho de árboles (cm), D.Arboustos: densidad de arbustos ( $N^{\circ}$  ind/ $m^2$ ), FHD: diversidad en la altura del follaje, T.Media: índice de textura media, T.Homog: índice de textura homogeneidad, T.Contraste: índice de textura contraste, Hora: momento del día en el que se hizo el muestreo (mañana o tarde).

A escala local, la riqueza, abundancia y diversidad de aves del estrato arbóreo se relacionaron positivamente con la cobertura del dosel (Figs. 6.6A, B y C). Además, la riqueza de aves del estrato arbóreo mostró una relación negativa con la cobertura de arbustos y una relación positiva con la cobertura de herbáceas y la heterogeneidad vertical de la vegetación (i.e., FHD; Fig. 6.6A). La abundancia de aves del estrato arbóreo también mostró una relación positiva con la cobertura de herbáceas (Fig. 6.6B), y la diversidad de aves del estrato arbóreo mostró una relación no lineal con la heterogeneidad vertical de la vegetación (i.e., FHD; Fig. 6.6F). Por otro lado, se observó que el efecto de la densidad de arbustos sobre la riqueza y abundancia de aves del estrato arbóreo depende del índice de homogeneidad a escala de paisaje (interacción significativa entre la densidad de arbustos y el índice de homogeneidad; Figs. 6.6A y B). En sitios con un alto valor de índice de homogeneidad (i.e., baja concentración de recursos), la densidad de arbustos parece tener un efecto positivo sobre la riqueza y abundancia de aves del estrato arbóreo, mientras que a valores bajos del índice de homogeneidad (i.e., alta concentración de recursos) el efecto de la densidad de arbustos es opuesto (Fig. 6.6D y E). A escala de paisaje, la riqueza, abundancia y diversidad de aves del estrato arbóreo mostraron una relación positiva con el índice de textura media (Fig. 6.6A, B y C). Además, la diversidad de aves del estrato arbóreo mostró una asociación negativa con el índice de homogeneidad (Fig. 6.6C).

#### Aves del estrato arbóreo



**Fig. 6.6.** Efecto de la estructura del bosque  $\pm$  95% IC sobre las aves que se alimentan en el estrato arbóreo a distintas escalas espaciales. Los símbolos y colores representan el grado de significancia (punto violeta:  $p < 0.05$ , cuadrado verde:  $p < 0.1$ , triángulo verde claro:  $p > 0.1$ ). Variables Cob.Dosel: cobertura del dosel (%), Cob.Arbores: cobertura de arbustos (%), D.Arbores: densidad de arbustos ( $N^\circ$  ind./m<sup>2</sup>), Cob.Herb: cobertura herbácea (%), FHD: diversidad en la altura del follaje, T.Media: índice de textura media, T.Homog: índice de textura homogeneidad.

## 6.4. Discusión

La degradación del bosque por actividades ganaderas parece ser un factor clave que estructura la comunidad de aves. Su influencia sobre la estructura de la vegetación se manifestó a distintas escalas espaciales, afectando de manera diferencial a distintos gremios de aves. En particular, las aves del estrato arbóreo parecen ser más sensibles a la cobertura del dosel a escala local y, en segundo lugar, a la configuración espacial de la vegetación a escala de paisaje. Las aves del suelo también serían más sensibles a las condiciones locales de la vegetación, aunque la interacción entre la estructura del bosque a escala local y de paisaje también mostró una influencia en la respuesta de este gremio. Las aves del sotobosque fueron más influenciadas por la configuración espacial de la vegetación en el paisaje. Este patrón de respuesta es respaldado por estudios previos que resaltan cómo el efecto relativo de las variables a diferentes escalas espaciales varía según el gremio estudiado (Banks-Leite et al., 2013; Mastrangelo & Gavin, 2014; Silveti et al., 2023), lo cual revela la complejidad de las interacciones entre las aves y su entorno transformado. En particular, se ha observado que las aves especialistas de bosque son más

sensibles a los disturbios que ocurren a escalas locales (Geiger et al., 2010). La variabilidad de respuestas de las especies a las modificaciones del ambiente depende de las historias de vida de cada especie, ya que éstas determinan a que escala los individuos perciben, seleccionan y utilizan los recursos y las condiciones disponibles (Mastrangelo & Gavin, 2014).

A pesar de la variabilidad de respuestas según la escala espacial, cada gremio de aves se asoció a un conjunto distinto de variables locales, reflejando los diversos requerimientos ecológicos de las especies. Por ejemplo, los bosques con una alta densidad de arbustos presentan condiciones de microhábitat, como una menor intensidad de luz y temperatura que pueden resultar en una mayor disponibilidad alimento para las aves del sotobosque (Brown et al., 2020). Asimismo, una mayor cobertura del estrato arbóreo provee las condiciones de hábitat favorables para las aves que se alimentan en el estrato arbóreo. En particular, la estructura vertical de la vegetación (i.e., FHD) fue un factor clave relacionado positivamente con la riqueza, abundancia y diversidad de las aves que se alimentan en el sotobosque y el estrato arbóreo. Sin embargo, se encontró una relación no lineal con las aves del suelo ya que, si bien estas se alimentan en el suelo y en el estrato herbáceo, muchas requieren árboles para nidificar, por lo que se ven favorecidas en ambientes abiertos con árboles aislados y disminuyen en bosques densos, es decir al aumentar la complejidad de estratos (FHD) como resultado de un aumento en la cobertura y densidad de arbustos.

A escala de paisaje la respuesta de los distintos gremios de aves a la estructura horizontal del bosque (i.e., índices de textura media y homogeneidad calculados a partir del NDVI) fue similar. El índice media, que mide la heterogeneidad espacial en la biomasa, está estrechamente vinculada a la disponibilidad de recursos para las aves, incluyendo sitios de nidificación, alimentación y refugio (Bellis et al., 2015, 2021). De este modo, sitios con una mayor complejidad estructural y mayor riqueza de especies leñosas mostraron una mayor biomasa (i.e., índice de textura media). A su vez, el índice de textura media se relacionó positivamente con las aves que se alimentan en el estrato arbóreo y del sotobosque. Por el contrario, los sitios dominados por herbáceas y con una baja cobertura de dosel (i.e., áreas abiertas), presentaron una menor biomasa (i.e., índice de textura media) y mayor índice de homogeneidad. La disminución en la dispersión de la biomasa vegetal en el espacio (i.e., mayor índice de textura homogeneidad) se asocia a una menor concentración de recursos (Bellis et al., 2021), afectando negativamente a las aves, particularmente a aquellas que se alimentan en el suelo y sotobosque. Estos hallazgos son consistentes con estudios previos y resaltan la importancia del uso de los índices de textura para cuantificar la distribución espacial de la vegetación y distinguir patrones en la estructura de la vegetación en diversos ambientes (Bellis et al., 2008, 2021; Campos et al., 2018; Hudak & Wessman, 2001; St-Louis et al., 2006, 2009; Suttidate et al., 2023; Wood et al., 2012), como también predecir la diversidad de aves (Farwell et al., 2021; Wood et al., 2013). Además, destacan la importancia de considerar la estructura horizontal del bosque para evaluar la respuesta de distintos gremios de aves a las actividades ganaderas.

Los resultados apoyan la hipótesis planteada que establece que, parches de vegetación con una arquitectura más compleja proveen mayores recursos y oportunidades de segregación de nichos (Mac Nally et al., 2001; MacArthur & MacArthur, 1961; St-Louis et al., 2009), resultando en una relación positiva entre la diversidad de especies de aves y la diversidad estructural (Mac

Nally et al., 2001). En los bosques del Espinal, una variedad de elementos contribuyen a una mayor complejidad estructural de la vegetación, incluyendo la presencia de árboles maduros (i.e., árboles con DAP grande), una alta cobertura de dosel y de herbáceas, modificadas por diferentes presiones de pastoreo (Lewis et al., 2009). Asimismo, la presencia de parches de vegetación con un sotobosque denso en el bosque nativo aumentaría la heterogeneidad espacial de la vegetación a escala de paisaje. Este patrón se asoció con valores altos de heterogeneidad en la distribución de la biomasa vegetal. Por el contrario, en las áreas abiertas como los pastizales y sabanas, la carencia de estos atributos estructurales de la vegetación afecta la disponibilidad de recursos de alimentación para las aves, afectando no solo a las aves del dosel y sotobosque sino también a las aves del suelo. Esta particularidad evidencia el alto grado de degradación de las áreas abiertas, comprometiendo la conservación de la vida silvestre.

La complejidad de las relaciones entre las comunidades de aves y la estructura de la vegetación son evidentes cuando se consideran múltiples escalas espaciales que interactúan entre sí. Se encontró que la respuesta no lineal de las aves del suelo con la estructura vertical de la vegetación dependió de la disponibilidad de recursos a escala de paisaje. También, se encontró un efecto negativo de la densidad de arbustos sobre las aves del suelo y del estrato arbóreo modulado por la concentración de recursos a escala del paisaje. Estos resultados proponen un efecto sinérgico de la estructura de la vegetación actuando a diversas escalas espaciales sobre las comunidades de aves. Por lo tanto, el trabajo destaca la importancia del enfoque de estudio a múltiples escalas para estudiar los patrones de diversidad de distintos grupos funcionales de aves en bosques con ganadería. Este enfoque proporcionaría un marco más completo para comprender y abordar los desafíos asociados con la degradación del bosque y sus efectos en las comunidades de aves.

## 6.5. Conclusión

La respuesta de las aves a la degradación del bosque por efecto de la ganadería es escala dependiente y gremio específico, ya que varió según la escala espacial considerada y los requerimientos ecológicos de las especies en función al estrato dominante que utilizan para alimentarse. En general, se encontró que la estructura de la vegetación a escala local tuvo una asociación más fuerte con las aves del estrato arbóreo y del suelo que la estructura de la vegetación a escala de paisaje, la cual resultó ser más significativa para las aves del sotobosque. Asimismo, se destaca la interacción entre la estructura del bosque a distintas escalas espaciales en la respuesta de las aves del suelo y dosel, sugiriendo que la configuración espacial y estructura del hábitat a nivel local y de paisaje serían complementarios y tendrían un rol crucial en la riqueza, abundancia y diversidad de estos gremios de aves. La respuesta diferencial de los grupos funcionales de aves destaca la importancia de preservar elementos claves, como los árboles maduros y mantener la cobertura de dosel, así como también parches de vegetación arbustiva que permitan aumentar la heterogeneidad ambiental. La implementación de estrategias de manejo sostenible que eviten la pérdida y degradación de bosques, garantizaría no solo la conservación de las aves, sino también ecosistemas más resilientes y favorables para la producción ganadera.

## Capítulo VII

### Discusión general

*"La naturaleza nos brinda lecciones de adaptación, diversidad y equilibrio.  
Si aprendemos de ella, podemos construir un futuro más armonioso."*

Sylvia Earle



## Capítulo VII: Discusión general

---

### 7.1. Discusión

Las actividades ganaderas, que incluyen la acción continua del pastoreo y la historia de uso ganadero, en el bosque nativo de Espinal en el norte de Entre Ríos ha generado distintos estados o condiciones de conservación del bosque, impactando sobre las condiciones y recursos para las aves. Principalmente, se han encontrado tres condiciones del bosque: un bosque alto abierto con presencia de árboles maduros, un bosque denso dominado por un estrato arbustivo, y áreas abiertas que se caracterizan por la dominancia de un estrato herbáceo con alta cobertura y la presencia de pocos árboles jóvenes aislados entre sí (i.e., una fisionomía semejante a una sabana) o sitios con ausencia de un estrato arbóreo (i.e., pastizales). Estudios previos (Sabattini et al., 2019; Sabattini et al., 1999; Spahn, 2013) han reportado distintas fisionomías o estados del bosque del Espinal, encontrándose entre ellos estados similares a los obtenidos en este estudio. El sobrepastoreo, las prácticas indiscriminadas de manejo asociadas a la ganadería (e.g., el raleo para abrir el bosque, el fuego para inducir el rebrote del pastizal, etc.) y la falta de manejos ganaderos adecuados son las principales causas de degradación del bosque, afectando la producción ganadera, la provisión de contribuciones de la naturaleza y la biodiversidad (Rojido et al., 2021; Spahn, 2013; Wilson & Sabattini, 2001).

Las diferencias en la estructura de la vegetación entre los distintos estados del bosque fueron medidas a diferentes escalas: a campo (escala local) y detectadas mediante métricas derivadas de sensores remotos (escala de paisaje). Los resultados respaldan la utilidad de los índices de textura como indicadores efectivos de la estructura de la vegetación, proporcionando también información sobre la disponibilidad de recursos para las aves, como lo han demostrado estudios previos (Bellis et al., 2008, 2021; Campos et al., 2018; Hudak & Wessman, 2001; St-Louis et al., 2006, 2009; Wood et al., 2012). Los índices de textura no solo son útiles para explicar parte de las variaciones en la riqueza, abundancia y diversidad de aves de distintos grupos funcionales de aves, sino que también sirven para discriminar entre distintas condiciones de bosque resultantes de las actividades ganaderas. Esto hace que los índices de textura sean una herramienta valiosa para la conservación, permitiendo la identificación de áreas con distinto grado de degradación dentro de un establecimiento ganadero, de manera que pueden contribuir a formular estrategias de manejo adaptadas a las circunstancias específicas de cada sitio.

La degradación del bosque afecta a las comunidades de aves a distintos niveles. A nivel de comunidad, la arbustización y una disminución en la cobertura del dosel disminuyen la diversidad taxonómica y funcional de aves, probablemente debido a una reducción en la disponibilidad de recursos. Los bosque con una alta cobertura de arbustos (mayor al 25%) son considerados degradados y perjudiciales para la producción (Sione et al., 2006) porque producen menos forraje y dificulta el acceso del ganado (Wilson & Sabattini, 2001). Por el contrario, los bosques con árboles maduros conservaron una comunidad de aves más diversificada en términos de rasgos funcionales que asegurarían la persistencia del bosque. Los bosques abiertos maduros con renovales de árboles y baja cobertura de arbustos (3 a 20%) ofrecen sombra y forraje para el ganado, beneficiando la producción ganadera (Rojido et al., 2021). Como la diversidad

taxonómica puede ocultar información importante sobre el impacto de la ganadería sobre los rasgos de las especies y las funciones ecosistémicas, es necesario estudiar la diversidad funcional como indicador de las condiciones ecológicas de un ecosistema e informar una gestión sostenible del bosque (Leaver et al., 2019; Vandewalle et al., 2010). Por lo tanto, el análisis funcional de la comunidad de aves permite comprender la funcionalidad del sistema. Además, este análisis reveló que los estados del bosque condicionan el establecimiento de especies de aves con características particulares. En consecuencia, hay una diferencia en la composición de especies de aves en respuesta a los cambios en la estructura de la vegetación producto del pastoreo. Este resultado también se evidenció al analizar las aves a nivel de gremios.

A nivel de gremios, se encontró un incremento significativo de especies que se alimentan en el sotobosque en bosques densos, mientras que las áreas abiertas mostraron una drástica reducción en la riqueza y abundancia de los grupos funcionales analizados (suelo, sotobosque y dosel). Este resultado evidencia el estado de degradación de las áreas abiertas y la pérdida de recursos y condiciones, incluso para las aves que se alimentan en el suelo. Las aves del sotobosque podrían ser buenas indicadoras de bosques densos arbustizados por el sobrepastoreo. La baja abundancia, riqueza y diversidad de las aves del suelo y del estrato arbóreo podrían ser buenas indicadoras de bosques degradados que fueron transformados en áreas abiertas. Los gremios de aves basados en la altura en la que se alimentan han sido previamente propuestos para predecir el impacto de las alteraciones del hábitat por el pastoreo, dado que al presentar diferentes estrategias en la utilización de nichos ecológicos se puede obtener una visión más completa de los cambios que ocurren en el ecosistema (Kutt & Martin, 2010; Martin & Possingham, 2005; Neilly & Schwarzkopf, 2019; Whitehorne et al., 2011). La utilización de gremios como indicadores del estado del bosque podría ser una herramienta alternativa, más eficiente y explicativa en comparación a los índices de diversidad funcional. Sin embargo, los gremios analizados fueron también afectados por la estructura de la vegetación a distintas escalas espaciales interactuando entre sí, evidenciando respuestas complejas a la estructura del bosque resultante de las actividades ganaderas.

Asimismo, se hallaron especies indicadoras de las distintas condiciones del bosque, que sugieren una respuesta especie-específica a la degradación del bosque. *Myiarchus swainsoni* y *Drymornis bridgesii* son indicadores del bosque maduro. *Synallaxis frontalis*, *Saltator aurantirostris*, *Leptotila verreauxi*, *Cyanoloxia brissonii*, *Zonotrichia capensis*, *Hemitriccus margaritaceiventer* y *Lepidocolaptes angustirostris* son indicadores del bosque denso con un estrato arbustivo dominante resultante del sobrepastoreo. *Nothura maculosa*, *Anumbius annumbi* y *Schoeniophylax phryganophilus* son indicadores de áreas abiertas con un estrato herbáceo en buenas condiciones. Estos resultados resaltan la importancia de la identidad de las aves sobre los parámetros convencionales utilizados en ecología de comunidades (e.g., riqueza de especies, abundancia y/o índices de diversidad) para proveer información sobre la dinámica de los ecosistemas y comprender los procesos ecológicos. En este sentido, los índices de diversidad funcional son claves para evaluar el estado ecológico de los distintos estados de bosque, permitiendo comprender los distintos roles de las aves sobre el bosque, que contribuyen a su persistencia a largo plazo.

Por lo tanto, para evaluar el estado ecológico de los bosques comprendiendo su funcionamiento, se recomienda la utilización de los índices de diversidad funcional de aves y las especies indicadoras seleccionadas. A pesar de que los índices de diversidad taxonómica más comúnmente utilizados (e.g., índice de Shannon-Wiener o índice de Simpson) son valiosos para cuantificar la riqueza y composición de especies presente en un ecosistema, los índices de diversidad funcional ofrecen una perspectiva más profunda al considerar las interacciones de las diferentes especies que contribuyen a los procesos ecológicos claves de un ecosistema. Por ejemplo, en cuanto a las aves, los índices de diversidad funcional no solo tienen en cuenta la abundancia de las especies, sino que también sus características funcionales, como los nichos tróficos, patrones de alimentación y dispersión de semillas, entre otros. Considerar la diversidad funcional de aves en las evaluaciones y/o monitoreo de los bosques con ganadería del Espinal permite capturar la complejidad de las interacciones biológicas, enriqueciendo la comprensión de la dinámica y resiliencia de los bosques. De este modo, su aplicación ofrece una perspectiva más compleja y holística que puede contribuir de manera más sólida a las decisiones de manejo y conservación. Sin embargo, se reconoce que las estimaciones de los índices de diversidad funcional requieren de especialistas, lo cual podría ser una desventaja para su uso.

El uso de aves como indicadores permite identificar no solo el estado estructural del bosque sino también su estado funcional, producto de la ganadería. Aunque un bosque aparentemente intacto en su estructura y con condiciones favorables para la biodiversidad, pueden haber alteraciones en las interacciones planta-animal debido a la extinción local de la fauna (Dirzo et al., 2014; Watson et al., 2018). Aunque las consecuencias a largo plazo de la defaunación en las funciones ecosistémicas aún no se comprenden completamente, la pérdida de aves de tamaño grande puede conducir a cambios en las interacciones biológicas y evolutivos en los tamaños de las semillas de especies vegetales (Dirzo et al., 2014; Galetti et al., 2013).

## 7.2. Recomendaciones para un manejo ganadero sustentable

Además de la utilización de indicadores para el análisis y monitoreo del estado de conservación de los bosques del Espinal, a continuación, se presentan otras recomendaciones claves para contribuir a la conservación de los bosques nativos y la biodiversidad en los establecimientos ganaderos, que derivan de los resultados de esta tesis.

Para lograr una sinergia entre la producción ganadera y la conservación de la biodiversidad, se recomienda preservar los bosques con una estructura vertical compleja, ya que cada estrato de vegetación provee recursos y hábitats particulares para acoger especies de aves con necesidades diferentes. En particular, se recomienda preservar árboles maduros (i.e., árboles altos y DAP grande) que generan una buena cobertura de dosel, como así también una cobertura herbácea más alta que los bosques densos. Los árboles maduros proporcionan recursos particulares para las aves (e.g., cavidades para nidificar, plataformas para obtener alimento, etc.) y también aportan sombra para el ganado, ayudando a mitigar las temperaturas extremas. Asimismo, se recomienda la restauración de las áreas abierta promoviendo la regeneración y el crecimiento natural de los árboles, mediante la protección contra incendios y el pisoteo excesivo del ganado en los renovales.

Además, se recomienda un manejo ganadero con bajas intensidades de pastoreo para asegurar un equilibrio sostenible entre el uso de la tierra y la conservación ambiental. Bajas intensidades de pastoreo evitan la erosión de los suelos, conservan la vegetación y la biodiversidad, y permite que los ciclos de nutrientes se mantengan, contribuyendo a la estabilidad y funcionalidad de los ecosistemas (di Virgilio et al., 2019; Neilly et al., 2016). De acuerdo a estudios previos (Peri et al., 2022), un manejo ecológico que incremente la provisión de servicios ecosistémicos a largo plazo manteniendo las características de un bosque maduro o un manejo socio-ecológico con estrategias de producción diversificadas, preservando la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, podrían ser estrategias de manejo ganar-ganar entre la producción ganadera y la conservación de la biodiversidad.

Por otro lado, el uso de índices de texturas resultó ser una herramienta valiosa de detección remota para estudiar el estado de conservación de los bosques nativos en establecimientos ganaderos de la región del Espinal entrerriano. Sin embargo, debido a la alta correlación entre los índices de textura, se recomienda utilizar un subconjunto de ellos para obtener patrones espaciales de las condiciones del bosque del Espinal. En primer lugar, se sugiere utilizar la media de NDVI ya que captura aproximadamente hasta un 66% de la variabilidad de la riqueza de especies leñosas y FHD. Además, se observaron diferencias en la media de NDVI entre las distintas condiciones de bosque, siendo una herramienta útil para discriminar entre las tres principales condiciones del bosque del Espinal entrerriano. Por otro lado, se recomienda la utilización del índice de homogeneidad de NDVI. Si bien este índice mostró una correlación más débil con las coberturas herbácea y dosel que la media de NDVI, y solo permitió diferenciar entre áreas abiertas y bosques (maduro y/o denso), se encontró fuertemente asociado con la riqueza y abundancia de los distintos grupos funcionales de aves. Por lo tanto, la homogeneidad de NDVI captura variaciones en la distribución de la vegetación relacionados con los recursos para las aves.

Por lo tanto, los índices de textura podrían ser utilizados para evaluar los patrones espaciales en la distribución de la estructura de la vegetación en un establecimiento ganadero del Espinal entrerriano. Asimismo, brinda información sobre la distribución horizontal de la biomasa vegetal asociada con los recursos para las aves. Dada la asociación encontrada entre los índices de textura y los distintos grupos funcionales de aves, estos podrían ser empleados para evaluar de manera remota, no solo el estado de los bosques, sino también la diversidad de aves asociada. De este modo, el uso de índices de textura podría ser útil para planificar y monitorear a lo largo del tiempo diferentes estrategias de manejo ganadero acorde a los distintos estados del bosque que presente un establecimiento, lo que permitiría mejorar el estado de conservación de los bosques y conservar la biodiversidad.

Por último, es relevante resaltar que las actividades de manejo ganadero y las prácticas de conservación de la biodiversidad deberían ser abordadas y discutidas conjuntamente por productores, investigadores de diversas disciplinas y agentes gubernamentales, para lograr así un compromiso más afectivo entre la ganadería y la conservación de la biodiversidad. En ese contexto, un trabajo co-participativo entre productores e investigadores contribuye a consolidar la implementación de tecnologías de procesos vinculados a una producción sostenible en la región, como por ejemplo el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI). Asimismo, la

participación de agencias gubernamentales garantizaría la implementación de políticas públicas y programas de incentivos que promuevan prácticas sostenibles.

### 7.3. Limitaciones del estudio

Basado en información preliminar (León & Movia, 1981; Lewis et al., 2009) y nuestra experiencia de campo, en este estudio se asumió que la historia de uso ganadero sumado a las actividades ganaderas actuales están fuertemente implicadas en la estructura actual del bosque en el área de estudio, afectando estructuras y atributos críticos del bosque para las aves. En ese contexto, las métricas de diversidad funcional o el estudio de grupos funcionales de aves (en relación al estrato dominante que utilizan para alimentarse) resultaron ser más informativas para comprender las respuestas de las aves a los cambios en la estructura de la vegetación que la diversidad taxonómica, convirtiéndose en una herramienta valiosa para evaluar los efectos del pastoreo en el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, se advierte sobre el alcance de las conclusiones de este estudio, ya que se reconoce que otros factores, como el raleo, la tala selectiva o el fuego (prácticas comúnmente utilizadas para abrir el bosque y favorecer el crecimiento de los pastos), podrían también haber afectado la estructura del bosque en el pasado en algunos casos.

Por otro lado, se destaca que, los establecimientos ganaderos en los que se realizó el estudio contienen intensidades de pastoreo superiores a la capacidad de carga del sistema. Estudios previos han demostrado que los sistemas ganaderos del Espinal soportan una intensidad de pastoreo máxima de 0.6 kg PV/Kg MS (Soca et al., 2020). El 80% de los establecimientos ganaderos estudiados presentan valores de intensidad de pastoreo actuales superiores al valor umbral, confirmando que las altas intensidades de pastoreo son una de las principales limitantes de la producción ganadera (Soca et al., 2020). No obstante, la selección de los establecimientos considerando la carga ganadera, permitió contar con un gradiente de intensidad de pastoreo que reflejan distintos grados de degradación del bosque resultantes de larga historia de uso ganadero.

Por último, se señala que en este estudio no se incluyeron sitios no pastoreados debido a la ausencia de áreas sin actividad ganadera en la región (Burkart, 2006). Esta limitación refleja la realidad del bosque de Espinal en Entre Ríos, donde su degradación es evidente principalmente por su uso ganadero. Por lo tanto, el gradiente de degradación del bosque analizado se basó en la intensidad de pastoreo entre establecimientos, lo cual proporciona información sobre el impacto de la actividad ganadera sobre la conservación del bosque y su biodiversidad. En este sentido, se resalta la importancia de avanzar en el desarrollo de áreas protegidas, cómo el proyecto de parque nacional Selva de Montiel.

#### 7.4. Consideraciones finales y desafíos a futuro

Dada la continua disminución de la biodiversidad, las limitadas áreas protegidas en la región y la creciente demanda de alimentos, los establecimientos ganaderos son una oportunidad para la conservación de la biodiversidad (Neilly et al., 2016; Öllerer et al., 2019). Estudios previos han reconocido la importancia de los establecimientos ganaderos para la conservación de las aves en pastizales de Norteamérica (Askins et al., 2007) y en Sudamérica (Azpiroz et al., 2012; Reales et al., 2023; Vaccaro et al., 2019). Este trabajo amplía la relevancia de los establecimientos ganaderos para la conservación de los rasgos funcionales de las aves en los bosques xerófilos, que han sido poco estudiados en el mundo (Neilly et al., 2016). Adicionalmente, provee evidencias de potenciales sinergias entre la conservación de los bosques, con árboles maduros y alta cobertura del dosel favorable para las aves y la producción ganadera al proporcionar sombra y refugio para el ganado (Öllerer et al., 2019; Van laer et al., 2014).

Futuros estudios que analicen y comparen el efecto del pastoreo sobre múltiples taxones serían valiosos para comprender mejor los efectos del pastoreo sobre la biodiversidad. Asimismo, trabajos que integren información sobre la biodiversidad y servicios ecosistémicos (e.g., secuestro de carbono, productividad primaria, etc.) a distintas escalas espaciales en establecimientos ganaderos, resultarían de gran valor para establecer lineamientos de manejo adaptativo. Dado que el manejo adaptativo involucra cambios de manejo en relación a la demanda de productores, el monitoreo de la biodiversidad y el estado ecológico de los bosques a lo largo del tiempo también resulta primordial para lograr un manejo sostenible a largo plazo. De este modo, se podrían lograr sistemas productivos sostenibles y resilientes ante el cambio climático.

## Bibliografía

---

- Abbasi, T., Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2016). Reducing the global environmental impact of livestock production: The minilivestock option. *Journal of Cleaner Production*, 112, 1754–1766. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.094>
- Aerts, R., Lerouge, F., November, E., Lens, L., Hermý, M., & Muys, B. (2008). Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 53–69. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9230-2>
- Alaggia, F., Cabello, N. J., Carranza, C., Cavallero, L., Daniele, G., Erro, M., Ledesma, M., López, D. R., Mussat, E., Navall, M., Peri, P. L., Rusch, V., Sabatini, Á., Saravia, J. J., Uribe Echeverría, J., & Volante, J. N. (2019). *Manual de indicadores para monitoreo de planes prediales MBGI. Región Parque Chaqueño* (p. 83).
- Albanesi, S., Dardanelli, S., & Bellis, L. M. (2014). Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. *Journal of Forest Research*, 19(1), 105–114. <https://doi.org/10.1007/s10310-012-0388-4>
- Alexandratos, N., & Bruinsma, J. (2012). *World agriculture towards 2030/2050: The 2012 revision*.
- Alkemade, R., Reid, R. S., van den Berg, M., de Leeuw, J., & Jeuken, M. (2013). Assessing the impacts of livestock production on biodiversity in rangeland ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(52), 20900–20905. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011013108>
- Allen, V. G., Batello, C., Berretta, E. J., Hodgson, J., Kothmann, M., Li, X., Mclvor, J., Milne, J., Morris, C., Peeters, A., & Sanderson, M. (2011). An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science*, 66(1), 2–28. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x>
- Arruda Almeida, B., Green, A. J., Sebastián-González, E., & dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PLoS ONE*, 13(7), e0200959. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>
- Askins, R. A., Chávez-Ramírez, F., Dale, B. C., Haas, C. A., Herkert, J. R., Knopf, F. L., & Vickery, P. D. (2007). Conservation of grassland birds in North America: Understanding ecological processes in different regions. *Ornithological Monographs*, 64, 1–46. [http://dx.doi.org/10.1525/0078-6594\(2007\)64\[1:COGBIN\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1525/0078-6594(2007)64[1:COGBIN]2.0.CO;2)
- Asner, G. P., Elmore, A. J., Olander, L. P., Martin, R. E., & Harris, A. T. (2004). Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources*, 29(1), 261–299. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102142>
- 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>
- Banks-Leite, C., Robert M. Ewers, & Metzger, J. P. (2013). The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. *Ecological Indicators*, 31, 82–88. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2012.04.015>
- Barton, K. (2020). *MuMIn: Multi-Model Inference*. (R package version 1.43.17.) [Computer software]. <http://r-forge.r-project.org/projects/mumin/>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

- Batisteli, A. F., Tanaka, M. O., & Souza, A. L. T. (2018). Bird functional traits respond to forest structure in riparian areas undergoing active restoration. *Diversity*, 10(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/d10030090>
- Battisti, C., & Fanelli, G. (2015). Applying indicators of disturbance from plant ecology to vertebrates: The hemeroby of bird species. *Ecological Indicators*, 61. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.032>
- Bavera, G. A. (2011). *Razas bovinas y bufalinas de la Argentina* (1a ed.). Imberti-Bavera.
- Bélanger, L., & Picard, M. (1999). Cattle grazing and avian communities of the St. Lawrence river islands. *Journal of Range Management*, 52(4), 332–338. <https://doi.org/10.2307/4003542>
- Bellis, L. M., Astudillo, A., Gavier-Pizarro, G., Dardanelli, S., Landi, M., & Hoyos, L. (2021). Glossy privet (*Ligustrum lucidum*) invasion decreases Chaco Serrano forest bird diversity but favors its seed dispersers. *Biological Invasions*, 23(3), 723–739. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02399-y>
- Bellis, L. M., & Muriel, N. (2015). Response of the endemic Long-tailed Meadowlark (*Sturnella loyca obscura*) to grazing exclusion in herbivore-dependent upland grasslands of Argentina. *Emu - Austral Ornithology*, 115(2), 176–184. <https://doi.org/10.1071/MU14030>
- Bellis, L. M., Pidgeon, A. M., Alcántara, C., Dardanelli, S., & Radeloff, V. C. (2015). Influences of succession and erosion on bird communities in a South American highland wooded landscape. *Forest Ecology and Management*, 349, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.047>
- Bellis, L. M., Pidgeon, A. M., Radeloff, V. C., St-Louis, V., Navarro, J. L., & Martella, M. B. (2008). Modeling habitat suitability for greater rheas based on satellite image texture. *Ecological Applications*, 18(8), 1956–1966.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Betts, M. G., Yang, Z., Hadley, A. S., Smith, A. C., Rousseau, J. S., Northrup, J. M., Nocera, J. J., Gorelick, N., & Gerber, B. D. (2022). Forest degradation drives widespread avian habitat and population declines. *Nature Ecology & Evolution*, 6(6), 709–719.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., & Mustoe, Simon. (2000). *Bird Census Techniques* (2nd Edition). Academic Press. <https://www.elsevier.com/books/bird-census-techniques/bibby/978-0-12-095831-3>
- Billerman, S. M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G., & Schulenberg, T. S. (2020). *Birds of the World*. [birdsoftheworld.org/bow/home](http://birdsoftheworld.org/bow/home)
- BirdLife International. (2020). *BirdLife International Data Zone*. [datazone.birdlife.org](http://datazone.birdlife.org)
- BirdLife International. (2024). *Important Bird Area factsheet: Selva de Montiel*. <https://datazone.birdlife.org/site/factsheet/selva-de-montiel-iba-argentina>
- Blanco, L., Durante, M., Ferrante, D., Quiroga, R. E., Demaría, M., & Bella, C. M. D. (2019). Red nacional de monitoreo de pastizales naturales de Argentina: Productividad forrajera de la vegetación extrapampeana. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 45(1), 89–108.
- Blumetto, O. (2022). Los agroecosistemas ganaderos importante hábitat para las aves: Análisis cualitativo del efecto del manejo productivo en especies prioritarias para la conservación en Uruguay. *Recursos Rurais*, 18, Article 18. <https://doi.org/10.15304/rr.id8567>
- Bock, C. E. (1999). *Birds and Bovines: Effects of Livestock Grazing on Birds in the West*. Public Lands Ranching Organization Press.

- Bock, C. E., & Bock, J. H. (1999). Response of winter birds to drought and short-duration grazing in Southeastern Arizona. *Conservation Biology*, 13(5), 1117–1123. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98313.x>
- Bock, C. E., Jones, Z. F., & Bock, J. H. (2008). The oasis effect: Response of birds to exurban development in a southwestern savanna. *Ecological Applications*, 18(5), 1093–1106. <https://doi.org/10.1890/07-1689.1>
- Bock, C. E., Saab, V. A., Rich, T. D., & Dobkin, D. S. (1993). Effects of livestock grazing on neotropical migratory landbirds in western North America. In D. M. Finch & P. W. Stangel (Eds.), *Status and management of neotropical migratory birds* (pp. 296–309). USDA Forest Service General Technical Report RM-229.
- Bock, C. E., & Webb, B. (1984). Birds as grazing indicator species in Southeastern Arizona. *The Journal of Wildlife Management*, 48(3), 1045–1049. <https://doi.org/10.2307/3801466>
- Bonat, W. H., & Kokonendji, C. C. (2017). Flexible Tweedie regression models for continuous data. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 87(11), 2138–2152. <https://doi.org/10.1080/00949655.2017.1318876>
- Bonilla-Valencia, L., Castillo-Agüero, S., Zavala-Hurtado, J. A., Espinosa García, F. J., Lindig-Cisneros, R., & Martínez-Orea, Y. (2022). Linking functional diversity to ecological indicators: A tool to predict anthropogenic effects on ecosystem functioning. *Environmental Reviews*, 1–9. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0093>
- Borenstein, M., Hedges, L. V., Higgins, J. P. T., & Rothstein, H. R. (2009). *Introduction to Meta-Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470743386>
- Briske, D. D., Derner, J. D., Milchunas, D. G., & Tate, K. W. (2011). An evidence-based assessment of prescribed grazing practices. In D. D. Briske (Ed.), *Conservation Benefits of Rangeland Practices: Assessment, Recommendations, and Knowledge Gaps*. (pp. 22–74). Allen Press.
- Briske, D. D., Fuhlendorf, S. D., & Smeins, F. E. (2005). State-and-Transition Models, Thresholds, and Rangeland Health: A Synthesis of Ecological Concepts and Perspectives. *Rangeland Ecology and Management*, 58(1), 1–10. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2005\)58<1:SMTARH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)58<1:SMTARH>2.0.CO;2)
- Brokaw, N. V. L., & Lent, R. A. (1999). Vertical structure. In M. L. Hunter (Ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems* (1st ed., pp. 373–399). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511613029.013>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M., & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400.
- Brown, A. M., Warton, D. I., Andrew, N. R., Binns, M., Cassis, G., & Gibb, H. (2014). The fourth-corner solution – using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(4), 344–352. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12163>
- Brown, G. S., Pollock, L., DeWitt, P. D., & Dawson, N. (2020). Responses of terrestrial animals to forest characteristics and climate reveals ecological indicators for sustaining wildlife in managed forests. *Forest Ecology and Management*, 459, 117854. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117854>
- Burkart, R. (2006). Las áreas protegidas de la Argentina. In A. D. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi, & J. Corcuera (Eds.), *La situación ambiental argentina 2005* (pp. 399–404). Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Burkart, R., Bárbaro, N. O., Sánchez, R. O., & Gómez, D. A. (1999). *Eco-regiones de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales. <http://repositorio.ub.edu.ar/handle/123456789/7567>

- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach* (2nd ed.). Springer.
- Cabrera, A. L. (1976). *Regiones fitogeográficas Argentinas* (2nd ed.). ACME.
- Calamari, N. C., Espinosa García, F. J., Sica, Y. V., & Mercuri, P. A. (2018). Patch and landscape responses of bird abundance to fragmentation in agroecosystems of east-central Argentina. *Avian Conservation and Ecology*, 13(2), 3. <https://doi.org/10.5751/ACE-01222-130203>
- Calvi, M., & Rodriguez, M. (2014). Sustentabilidad económica de sistemas ganaderos representativos y mejorados en la zona ganadera homogénea de la región mesopotámica argentina. *Revista Investigaciones Agropecuarias*, 40(3), 303–311.
- Campos, V. E., Gatica, G. M., Cappa, F. M., Giannoni, S. M., & Campos, C. M. (2018). Remote sensing data to assess compositional and structural indicators in dry woodland. *Ecological Indicators*, 88, 63–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.032>
- Canterbury, G. E., Martin, T. E., Petit, D. R., Petit, L. J., & Bradford, D. F. (2000). Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring. *Conservation Biology*, 14(2), 544–558. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98235.x>
- Cardoni, D. A., Isacch, J. P., & Iribarne, O. (2012). Effects of cattle grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting success of the bay-capped wren-spinetail (*Spartonotus maluroides*) in coastal saltmarshes of the Pampas region. *The Condor*, 114(4), 803–811. <https://doi.org/10.1525/cond.2012.110186>
- Cardoni, D. A., Isacch, J. P., & Iribarne, O. (2015). Avian responses to varying intensity of cattle production in *Spartina densiflora* saltmarshes of south-eastern South America. *Emu - Austral Ornithology*, 115(1), 12–19. <https://doi.org/10.1071/MU13028>
- Carrasco, L., Giam, X., Papeş, M., & Sheldon, K. S. (2019). Metrics of Lidar-Derived 3D Vegetation Structure Reveal Contrasting Effects of Horizontal and Vertical Forest Heterogeneity on Bird Species Richness. *Remote Sensing*, 11(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/rs11070743>
- Casermeiro, J., Petre, A. A. D., Spahn, E., & Valenti, R. (2001). *Efectos del desmonte sobre la vegetación y el suelo*. 10, 12.
- Cavallero, L., López, D. R., Raffaele, E., & Aizen, M. A. (2015). Structural–functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: A tool to prevent state transitions. *Ecological Indicators*, 52, 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.019>
- Cingolani, A. M., Cabido, M. R., Renison, D., & Solís Neffa, V. (2003). Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 14(2), 223–232. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02147.x>
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., Renison, D. D., & Cabido, M. (2008). La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral*, 18, 253–271.
- Codesido, M., & Bilenca, D. (2021). Avian assemblages associated with different grasslands managements in cattle production systems in the pampas of Argentina. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(4), 464–474. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.07.003>
- Codesido, M., Drozd, A. A., Gado, P. A., & Bilenca, D. (2009). Respuestas de un ensamble de aves a la remoción manual de arbustos en un bosque subtropical semiárido del Chaco Argentino. *Ornitología Neotropical*, 20(1), 47–60.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E. V., & Rey Benayas, J. M. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>

- Cruz, P., De Quadros, F. L. F., Theau, J. P., Frizzo, A., Jouany, C., Duru, M., & Carvalho, P. C. F. (2010). Leaf traits as functional descriptors of the intensity of continuous grazing in native grasslands in the south of Brazil. *Rangeland Ecology & Management*, 63(3), 350–358. <https://doi.org/10.2111/08-016.1>
- Culbert, P. D., Radeloff, V. C., Flather, C. H., Kellendorfer, J. M., Rittenhouse, C. D., & Pidgeon, A. M. (2013). The influence of vertical and horizontal habitat structure on nationwide patterns of avian biodiversity. *The Auk*, 130(4), 656–665. <https://doi.org/10.1525/auk.2013.13007>
- Culbert, P. D., Radeloff, V. C., St-Louis, V., Flather, C. H., Rittenhouse, C. D., Albright, T. P., & Pidgeon, A. M. (2012). Modeling broad-scale patterns of avian species richness across the Midwestern United States with measures of satellite image texture. *Remote Sensing of Environment*, 118, 140–150. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.004>
- Dardanelli, S., & Bellis, M. L. (2021). Nestedness structure of bird assemblages in a fragmented forest in Central Argentina: The role of selective extinction and colonization processes. *Animal Biodiversity and Conservation*, 44(1), 17–29. <https://doi.org/10.32800/abc.2021.44.0017>
- Dardanelli, S., Calamari, N. C., Canavelli, S. B., Barzan, F. R., Goijman, A. P., & Lezana, L. (2022). Vegetation structure and livestock grazing intensity affect ground-foraging birds in xerophytic forests of Central-East Argentina. *Forest Ecology and Management*, 521, 120439. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120439>
- Dardanelli, S., Nores, M. L., & Nores, M. (2006). Minimum area requirements of breeding birds in fragmented woodland of Central Argentina. *Diversity and Distributions*, 12, 687–693. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00266.x>
- Dardanelli, S., Reales, C. F., & Sarquis, J. A. (2018). Avifaunal inventory of northern Entre Ríos, Argentina: Noteworthy records and conservation prospects. *Revista Del Museo Argentino de Ciencias Naturales Nueva Serie*, 20(2), Article 2.
- Dardanelli, S., Serra, D. A., & Nores, M. (2006). Composición y abundancia de la avifauna de fragmentos de bosque de Córdoba, Argentina. *Acta Zoologica Lilloana*, 50, 71–83.
- Daubenmire, R. F. (1959). Canopy coverage method of vegetation analysis. *Northwest Science*, 33, 43–64.
- Davidson, K. E., Fowler, M. S., Skov, M. W., Doerr, S. H., Beaumont, N., & Griffin, J. N. (2017). Livestock grazing alters multiple ecosystem properties and services in salt marshes: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 54(5), 1395–1405. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12892>
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- De Cáceres, M., Legendre, P., Wiser, S. K., & Brotons, L. (2012). Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6), 973–982. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00246.x>
- de la Peña, M. R. (2013). *Nidos y reproducción de las aves argentinas* (Vol. 8). Ediciones Biológica.
- Dettenmaier, S. J., Messmer, T. A., Hovick, T. J., & Dahlgren, D. K. (2017). Effects of livestock grazing on rangeland biodiversity: A meta-analysis of grouse populations. *Ecology and Evolution*, 7(19), 7620–7627. <https://doi.org/10.1002/ece3.3287>
- di Virgilio, A., Lambertucci, S. A., & Morales, J. M. (2019). Sustainable grazing management in rangelands: Over a century searching for a silver bullet. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 283, 106561. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.020>
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., & Campbell, B. D. (2007). Plant

- trait responses to grazing? A global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313–341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., van Oudenhoven, A. P. E., van der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Do Carmo, M., Sollenberger, L., Carriquiry, M., & Soca, P. (2018). Controlling herbage allowance and selection of cow genotype improve cow-calf productivity in Campos grasslands. *The Professional Animal Scientist*, 34, 32–41. <https://doi.org/10.15232/pas.2016-01600>
- Dolédec, S., Chessel, D., terBraak, C. J. F., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: A new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3(2), 143–166. <https://doi.org/10.1007/BF02427859>
- Dorrough, J., McIntyre, S., Brown, G., Stol, J., Barrett, G., & Brown, A. (2012). Differential responses of plants, reptiles and birds to grazing management, fertilizer and tree clearing. *Austral Ecology*, 37(5), 569–582. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02317.x>
- Dray, S., & Dufour, A. (2007). The ade4 Package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4), 1–20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIST]2.0.CO;2)
- El Mujtar, V. A. E., Gregorutti, V. C., Eclesia, R. P., Wingeyer, A., Lezana, L., Canavelli, S. B., & Tiftonell, P. (2021). Assessing soil microbial biodiversity as affected by grazing and woody vegetation cover in a temperate savannah. *Annals of Applied Biology*, 1–15. <https://doi.org/10.1111/aab.12695>
- Eldridge, D. J., Poore, A. G. B., Ruiz-Colmenero, M., Letnic, M., & Soliveres, S. (2016). Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing. *Ecological Applications*, 26(4), 1273–1283. <https://doi.org/10.1890/15-1234>
- Engler, P., Rodriguez, M., Cancio, R., Handloser, M., & Vera, L. (2008). *Zonas agroeconómicas homogéneas de Entre Ríos* (N° 6; Estudios Socioeconómicos de La Sustentabilidad de Los Sistemas de Producción y Recursos Naturales). INTA.
- Evans, D. M., Redpath, S. M., Evans, S. A., Elston, D. A., Gardner, C. J., Dennis, P., & Pakeman, R. J. (2006). Low intensity, mixed livestock grazing improves the breeding abundance of a common insectivorous passerine. *Biology Letters*, 2(4), 636–638. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0543>
- Evans, D. M., Villar, N., Littlewood, N. A., Pakeman, R. J., Evans, S. A., Dennis, P., Skartveit, J., & Redpath, S. M. (2015). The cascading impacts of livestock grazing in upland ecosystems: A 10-year experiment. *Ecosphere*, 6(3), 42. <https://doi.org/10.1890/ES14-00316.1>
- Eyre, T. J., Maron, M., Mathieson, M. T., & Haseler, M. (2009). Impacts of grazing, selective logging and hyper-aggressors on diurnal bird fauna in intact forest landscapes of the Brigalow Belt, Queensland. *Austral Ecology*, 34(6), 705–716. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01979.x>
- FAO. (2009). *The state of food and agriculture. Livestock in balance*. FAO.
- Faria, N., & Morales, M. B. (2020). Livestock species and grazing rotational patterns modulate grassland bird assemblages in Mediterranean drylands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 295, 106893. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106893>

- Farwell, L. S., Elsen, P. R., Razenkova, E., Pidgeon, A. M., & Radeloff, V. C. (2020). Habitat heterogeneity captured by 30-m resolution satellite image texture predicts bird richness across the United States. *Ecological Applications*, 30(8), e02157. <https://doi.org/10.1002/eap.2157>
- Farwell, L. S., Gudex-Cross, D., Anise, I. E., Bosch, M. J., Olah, A. M., Radeloff, V. C., Razenkova, E., Rogova, N., Silveira, E. M. O., Smith, M. M., & Pidgeon, A. M. (2021). Satellite image texture captures vegetation heterogeneity and explains patterns of bird richness. *Remote Sensing of Environment*, 253, 112175. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112175>
- Filazzola, A., Brown, C., Dettlaff, M. A., Batbaatar, A., Grenke, J., Bao, T., Peetoom Heida, I., & Cahill Jr, J. F. (2020). The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: A meta-analysis. *Ecology Letters*, 23(8), 1298–1309. <https://doi.org/10.1111/ele.13527>
- Fleischner, T. L. (1994). Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology*, 8(3), 629–644. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08030629.x>
- Fontúrbel, F. E., Orellana, J. I., Rodríguez-Gómez, G. B., Tabilo, C. A., & Castaño-Villa, G. J. (2021). Habitat disturbance can alter forest understory bird activity patterns: A regional-scale assessment with camera-traps. *Forest Ecology and Management*, 479, 118618. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118618>
- Frishkoff, L. O., Karp, D. S., M'Gonigle, L. K., Mendenhall, C. D., Zook, J., Kremen, C., Hadly, E. A., & Daily, G. C. (2014). Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science*, 345(6202), 1343–1346. <https://doi.org/10.1126/science.1254610>
- Fuller, R. J., & Gough, S. J. (1999). Changes in sheep numbers in Britain: Implications for bird populations. *Biological Conservation*, 91(1), 73–89. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00039-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00039-7)
- Funk, F. A., Peter, G., Leder, C. V., Loydi, A., Kröpfl, A., & Distel, R. A. (2018). The impact of livestock grazing on the spatial pattern of vegetation in north-eastern Patagonia, Argentina. *Plant Ecology & Diversity*, 11(2), 219–227. <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1473519>
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E. M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S. G., Tscharntke, T., Weisser, W., & Bommarco, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1801), 20142620. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>
- Gaignard, R. L. (1989). *La pampa argentina. Ocupación, poblamiento, explotación. De la conquista a la crisis mundial (1550-1930)*. Ediciones Solar.
- Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M. C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A. B., Labecca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C. S., Collevatti, R. G., Pires, M. M., Guimarães, P. R., Brancalion, P. H., Ribeiro, M. C., & 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.1233774>
- Galetti, M., Moleón, M., Jordano, P., Pires, M. M., Guimarães Jr., P. R., Pape, T., Nichols, E., Hansen, D., Olesen, J. M., Munk, M., de Mattos, J. S., Schweiger, A. H., Owen-Smith, N., Johnson, C. N., Marquis, R. J., & Svenning, J.-C. (2018). Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. *Biological Reviews*, 93(2), 845–862. <https://doi.org/10.1111/brv.12374>
- García, C., Renison, D., Cingolani, A. M., & Fernández-Juricic, E. (2008). Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of central Argentina: Livestock exclusion and bird communities. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 351–360. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01388.x>
- Geiger, F., de Snoo, G. R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Eggers, S., Pärt, T., Bommarco, R., Bengtsson, J., Clement, L. W., Weisser, W. W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro,

- V., Inchausti, P., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C., & Tscharntke, T. (2010). Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: A pan-European approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4), 571–577. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.018>
- Ghazoul, J., & Chazdon, R. (2017). Degradation and recovery in changing forest landscapes: A multiscale conceptual framework. *Annual Review of Environment and Resources*, 42(1), 161–188. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060736>
- Godde, C. M., Garnett, T., Thornton, P. K., Ash, A. J., & Herrero, M. (2018). Grazing systems expansion and intensification: Drivers, dynamics, and trade-offs. *Global Food Security*, 16, 93–105. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.11.003>
- Godoi, M. N., Laps, R. R., Ribeiro, D. B., Aoki, C., & de Souza, F. L. (2017). Bird species richness, composition and abundance in pastures are affected by vegetation structure and distance from natural habitats: A single tree in pastures matters. *Emu - Austral Ornithology*, 118(2), 201–211. <https://doi.org/10.1080/01584197.2017.1398591>
- Goguen, C. B., & Mathews, N. E. (1998). Songbird community composition and nesting success in grazed and ungrazed Pinyon-Juniper woodlands. *The Journal of Wildlife Management*, 62(2), 474–484. <https://doi.org/10.2307/3802321>
- Gonnet, J. M. (2001). Influence of cattle grazing on population density and species richness of granivorous birds (Emberizidae) in the arid plain of the Monte, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 48(4), 569–579. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0777>
- Gordon, C. E. (2000). Fire and cattle grazing on wintering sparrows in Arizona grasslands. *Journal of Range Management*, 53(4), 384–389.
- Gregory, R. D., & van Strien, A. (2010). Wild bird indicators: Using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*, 9(1), 3–22. <https://doi.org/10.2326/osj.9.3>
- Guidetti, B. Y., Amico, G. C., Dardanelli, S., & Rodriguez-Cabal, M. A. (2016). Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecology*, 217(7), 935–942. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0619-4>
- Guidetti, B. Y., Dardanelli, S., Miño, F. M. L., & Amico, G. C. (2022). Artificial perches for birds in deforested areas favour a seed rain similar to woodland remnants. *Plant Ecology*, 223, 1261–1274. <https://doi.org/10.1007/s11258-022-01272-3>
- Gurevitch, J., Curtis, P. S., & Jones, M. H. (2001). Meta-analysis in ecology. *Advances in Ecological Research*, 32, 199–247.
- Haene, C. S., Bilenca, D., & Codesido, M. (2024). Taxonomic and functional avian diversity vary with cattle management practices in humid Chaco forests of Argentina. *Biotropica*, 56(2), e13308. <https://doi.org/10.1111/btp.13308>
- Hanspach, J., Fischer, J., Stott, J., & Stagoll, K. (2011). Conservation management of eastern Australian farmland birds in relation to landscape gradients: Farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 523–531. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01948.x>
- Hansson, L. (2001). Traditional management of forests: Plant and bird community responses to alternative restoration of oak–hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1865–1873.
- Haralick, R. M., Shanmugam, K., & Dinstein, I. (1973). Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 3(6), 610–621. <https://doi.org/10.1109/TSMC.1973.4309314>

- Harrell, F. J. (2023). *Hmisc: Harrell Miscellaneous* (R package version 5.1-0) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- Harris, M. A., Voysey, M. D., Jamison, S.-L., & Greve, M. (2019). Changes in bird assemblages because of vegetation homogenisation in communal livestock systems. *Koedoe*, 61(1), a1543. <https://doi.org/10.4102/koedoe.v61i1.1543>
- Harrison, M. L., Mahony, N. A., Robinson, P., Newbury, A., & Green, D. J. (2010). Vesper sparrows and western meadowlarks show a mixed response to cattle grazing in the intermountain region of British Columbia. *Avian Conservation and Ecology*, 5(1), 1. <https://doi.org/10.5751/ACE-00358-050101>
- Hartig, F. (2021). *DHARMa: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level / mixed) regression models*. (R package version 0.4.4.) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>
- Hartway, C., & Mills, L. S. (2012). A meta-analysis of the effects of common management actions on the nest success of North American birds: Assessing bird management. *Conservation Biology*, 26(4), 657–666. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01883.x>
- Hedges, L. V., & Olkin, I. (1985). *Statistical Methods for Meta-Analysis*. Academic Press.
- Herrero-Jáuregui, C., & Oesterheld, M. (2018). Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: A meta-analysis. *Oikos*, 127(6), 757–766. <https://doi.org/10.1111/oik.04893>
- Hidasi-Neto, J., Barlow, J., & Cianciaruso, M. V. (2012). Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: The role of forest structure. *Animal Conservation*, 15(4), 407–415. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00528.x>
- Higgins, J. P., & Deeks, J. J. (2008). Selecting studies and collecting data. In *Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions* (pp. 151–185). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470712184.ch7>
- Hill, D. A., Lambton, S., Proctor, I., & Bullock, I. (1991). Winter bird communities in woodland in the Forest of Dean, England, and some implications of livestock grazing. *Bird Study*, 38(1), 57–70. <https://doi.org/10.1080/00063659109477068>
- Hillebrand, H., & Gurevitch, J. (2016). Meta-analysis and systematic reviews in ecology. In *eLS* (pp. 1–11). American Cancer Society. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0003272.pub2>
- Hilty, J., & Merenlender, A. (2000). Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92(2), 185–197. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00052-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00052-X)
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2020). *iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity*. <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>
- Hudak, A. T., & Wessman, C. A. (2001). Textural analysis of high resolution imagery to quantify bush encroachment in Madikwe Game Reserve, South Africa, 1955-1996. *International Journal of Remote Sensing*, 22(14), 2731–2740. <https://doi.org/10.1080/01431160119030>
- Husson, F., Josse, J., & Pagès, J. (2010). *Principal component methods—Hierarchical clustering—Partitional clustering: Why would we need to choose for visualizing data?* (Applied Mathematics Department) [Technical Report]. Agrocampus Ouest.
- 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>
- INTA. (1984). *Plan mapa de suelos de la provincia de Entre Ríos. Suelos y erosión de la provincia de Entre Ríos. Vol. I* (3ra ed.). INTA.

- Isacch, J. P., & Cardoni, D. A. (2011). Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. *The Condor*, 113(4), 724–734. <https://doi.org/10.1525/cond.2011.100123>
- IUCN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*. <https://www.iucnredlist.org>
- 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>
- James, C. D. (2003). Response of vertebrates to fence-line contrasts in grazing intensity in semi-arid woodlands of eastern Australia. *Austral Ecology*, 28(2), 137–151. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01259.x>
- Jansen, A., & Robertson, A. I. (2001). Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 100, 173–185.
- Jansen, A., & Robertson, A. I. (2005). Grazing, ecological condition and biodiversity in riparian river redgum forests in south-eastern Australia. *Proceedings of the Royal Society of Victoria*, 117(1), 85–95.
- Johnson, T. N., Applegate, R. D., Hoover, D. E., Gipson, P. S., & Sandercock, B. K. (2009). Evaluating avian community dynamics in restored riparian habitats with mark-recapture models. *The Wilson Journal of Ornithology*, 121(1), 22–40. <https://doi.org/10.1676/07-044.1>
- Johnson, T. N., Kennedy, P. L., DelCurto, T., & Taylor, R. V. (2011). Bird community responses to cattle stocking rates in a Pacific Northwest bunchgrass prairie. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 338–346. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.003>
- Johnson, T. N., Kennedy, P. L., & Etterson, M. A. (2012). Nest success and cause-specific nest failure of grassland passerines breeding in prairie grazed by livestock. *The Journal of Wildlife Management*, 76(8), 1607–1616. <https://doi.org/10.1002/jwmg.437>
- Joseph, L. (2020). Swainson's Flycatcher (*Myiarchus swainsoni*), version 1.0. In J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, & E. de Juana (Eds.), *Birds of the World*. <https://doi.org/10.2173/bow.swafly1.01>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L., DeVries, P., Walla, T., Greeney, H., Chao, A., & Ricotta, C. (2010). Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 65–76. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00626.x>
- Jost, L., & González-Oreja, J. (2012). Midiendo la diversidad biológica: Más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana*, 3–14.
- Juárez, R. (2021). Scimitar-billed Woodcreeper (*Drymornis bridgesii*), version 2.0. In S. M. Billerman (Ed.), *Birds of the World*. <https://doi.org/10.2173/bow.scbwoo4.02>
- Kassambara, A. (2017). *Practical guide to Principal Component Methods in R. Multivariate Analysis*. (Vol. 2). STHDA.
- Kim, D. H., Newton, W. E., Lingle, G. R., & Chavez-Ramirez, F. (2008). Influence of grazing and available moisture on breeding densities of grassland birds in the central Platte River Valley, Nebraska. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120(4), 820–829. <https://doi.org/10.1676/07-153.1>
- Kissling, W. D., Seijmonsbergen, A., Foppen, R., & Bouten, W. (2017). eEcoLiDAR, eScience infrastructure for ecological applications of LiDAR point clouds: Reconstructing the 3D ecosystem structure for

- animals at regional to continental scales. *Research Ideas and Outcomes*, 3, e14939. <https://doi.org/10.3897/rio.3.e14939>
- Knapp, A. K., Blair, J. M., Briggs, J. M., Collins, S. L., Hartnett, D. C., Johnson, L. C., & Towne, E. G. (1999). The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. *BioScience*, 49(1), 39–50. JSTOR. <https://doi.org/10.1525/bisi.1999.49.1.39>
- Kopij, G. (2020). Abundance and community structure of birds breeding in Kalahari woodland used as rangeland. *Arxius de Miscellània Zoològica*, 101–111. <https://doi.org/10.32800/amz.2020.18.0101>
- 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>
- Kurek, P., Steppa, R., Grzywaczewski, G., & Tryjanowski, P. (2016). The silence of the lambs? Plant diversity in abandoned sheep pens. *Plant, Soil and Environment*, 62(No. 1), 1–8. <https://doi.org/10.17221/327/2015-PSE>
- Kutt, A. S., & Fisher, A. (2011). Increased grazing and dominance of an exotic pasture (*Bothriochloa pertusa*) affects vertebrate fauna species composition, abundance and habitat in savanna woodland. *The Rangeland Journal*, 33(1), 49. <https://doi.org/10.1071/RJ10065>
- Kutt, A. S., & Martin, T. G. (2010). Bird foraging height predicts bird species response to woody vegetation change. *Biodiversity and Conservation*, 19(8), 2247–2262. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9840-y>
- Kutt, A. S., Vanderduys, E. P., & O'Reagain, P. (2012). Spatial and temporal effects of grazing management and rainfall on the vertebrate fauna of a tropical savanna. *The Rangeland Journal*, 34(2), 173–182. <https://doi.org/10.1071/RJ11049>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest Package: Tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E., & Rolando, A. (2004). Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 294–304. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00893.x>
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., & Shipley, B. (2014). *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*. R package (1.0-12) [Computer software].
- Landsberg, J., James, C. D., Morton, S. R., Müller, W. J., & Stol, J. (2003). Abundance and composition of plant species along grazing gradients in Australian rangelands. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 1008–1024. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00862.x>
- Le, S., Josse, Julie, & Francois, H. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1), 1–18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Leal, A. I., Acácio, M., Meyer, C. F. J., Rainho, A., & Palmeirim, J. M. (2019). Grazing improves habitat suitability for many ground foraging birds in Mediterranean wooded grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 270–271, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.012>
- Leaver, J., Mulvaney, J., Smith, D. A. E., Smith, Y. C. E., & Cherry, M. I. (2019). Response of bird functional diversity to forest product harvesting in the Eastern Cape, South Africa. *Forest Ecology and Management*, 445, 82–95. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.054>
- León, R. J. C., & Movia, C. P. (1981). Heterogeneidad de un establecimiento del Espinal correntino-entrerriano. Modificaciones provocadas por el uso. *Gaceta Agronómica*, 1(3), 276–292.

- Levin, P. S., Ellis, J., Petrik, R., & Hay, M. E. (2002). Indirect effects of feral horses on estuarine communities. *Conservation Biology*, 16(5), 1364–1371. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01167.x>
- Lewis, J. P., Noetinger, S., Prado, D. E., & Barberis, I. M. (2009). Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 18(13), 3615. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9665-8>
- Lezana, L. (2016). *Asignación de carga en sistemas ganaderos de cría bajo monte nativo* (Notas Técnicas) [Hoja Informativa]. INTA.
- Lezana, L. (2023). *Pautas para abordar la planificación forrajera en campo natural* (Informe Técnico N° 90; Serie Extensión INTA Paraná, pp. 6–12). INTA.
- Lezana, L., Durante, M., Boffa, S., Fonseca, J., Canavelli, S. B., Kemerer, A., Calamari, N., & Wingeyer, A. (2018). *Intensidad de pastoreo en predios ganaderos de cría del Espinal entrerriano*. 759.
- Lezana, L., Soca, P., Canavelli, S. B., Dardanelli, S., Calamari, N., & Wingeyer, A. (2019). *Explorando el manejo adaptativo del pastoreo como herramienta para incrementar la sustentabilidad de la ganadería de cría en campo natural en Argentina y Uruguay*. I Congreso Argentino de Agroecología, Mendoza, Argentina.
- Li, B. V., & Jiang, B. (2021). Responses of forest structure, functions, and biodiversity to livestock disturbances: A global meta-analysis. *Global Change Biology*, 27(19), 4745–4757. <https://doi.org/10.1111/gcb.15781>
- Lima, D. O. de, Lorini, M. L., & Vieira, M. V. (2018). Conservation of grasslands and savannas: A meta-analysis on mammalian responses to anthropogenic disturbance. *Journal for Nature Conservation*, 45, 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.008>
- Lindenmayer, D. B., Blanchard, W., Crane, M., Michael, D., & Sato, C. (2018). Biodiversity benefits of vegetation restoration are undermined by livestock grazing: Grazing effects on biodiversity in plantings. *Restoration Ecology*, 26(6), 1157–1164. <https://doi.org/10.1111/rec.12676>
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2011). Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. *Ecosystems*, 14(1), 47–59. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9394-6>
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., & Botkin, D. B. (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14(4), 941–950. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>
- Loe, L. E., Mysterud, A., Stien, A., Steen, H., Evans, D. M., & Austrheim, G. (2007). Positive short-term effects of sheep grazing on the alpine avifauna. *Biology Letters*, 3(1), 110–112. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0571>
- 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), e63671. <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>
- Luoto, M., Pykälä, J., & Kuussaari, M. (2003). Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal for Nature Conservation*, 11(3), 171–178. <https://doi.org/10.1078/1617-1381-00052>
- Mac Nally, R., Parkinson, A., Horrocks, G., Conole, L., & Tzaros, C. (2001). Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-

- eastern Australian floodplains. *Biological Conservation*, 99(2), 191–205.  
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00180-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00180-4)
- MacArthur, R. H., & Levins, R. (1967). Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist*, 377–385.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42, 594–598.
- MacArthur, R., Recher, H., & Cody, M. (1966). On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist*, 100(913), 319–332.
- Macchi, L., & Grau, H. R. (2012). Piospheres in the dry Chaco. Contrasting effects of livestock puestos on forest vegetation and bird communities. *Journal of Arid Environments*, 87, 176–187.  
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.06.003>
- Macchi, L., Grau, H. R., Zelaya, P. V., & Marinaro, S. (2013). Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: A tale of two gradients. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 174, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.011>
- Macias, D. (2011). *Efectos de la herbivoría doméstica sobre el enriquecimiento leñoso de las sabanas abiertas del centro sur de la provincia de Corrientes*. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Mamo, Y., Asefa, A., & Mengesha, G. (2016). Effects of livestock grazing on an Afromontane grassland bird community in the Bale Mountains of Ethiopia. *African Journal of Ecology*, 54(3), 328–335.  
<https://doi.org/10.1111/aje.12295>
- Martin, T. G., Kuhnert, P. M., Mengersen, K., & Possingham, H. P. (2005). The power of expert opinion in ecological models using bayesian methods: Impact of grazing on birds. *Ecological Applications*, 15(1), 266–280. <https://doi.org/10.1890/03-5400>
- Martin, T. G., & McIntyre, S. (2007). Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and riparian habitats. *Conservation Biology*, 21(2), 504–514. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00624.x>
- Martin, T. G., McIntyre, S., Catterall, C. P., & Possingham, H. P. (2006). Is landscape context important for riparian conservation? Birds in grassy woodland. *Biological Conservation*, 127(2), 201–214.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.08.014>
- Martin, T. G., & Possingham, H. P. (2005). Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data: Bird foraging height predicts impact of grazing. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 400–408. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01012.x>
- Mason, N. W. H., Irz, P., Lanoiselée, C., Mouillot, D., & Argillier, C. (2008). Evidence that niche specialization explains species-energy relationships in lake fish communities. *The Journal of Animal Ecology*, 77(2), 285–296. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01350.x>
- Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2012). Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology*, 26(6), 1040–1051.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01904.x>
- Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2014). Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation*, 179, 63–71.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.020>
- Matricardi, E. A. T., Skole, D. L., Pedlowski, M. A., Samek, J. H., & Pereira Miguel, Eder. (2020). Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, 369(6509), 1378–1382.
- Matteucci, S. (2012). Ecorregión Espinal. In Morello, S. Matteucci, A. Rodriguez, & M. Silva (Eds.), *Ecorregiones y complejos ecosistémicos Argentinos*. (1a ed., pp. 349–390). Orientación Gráfica.

- Maya-Elizarrarás, E., & Schondube, J. E. (2015). Birds, cattle, and bracken ferns: Bird community responses to a neotropical landscape shaped by cattle grazing activities. *Biotropica*, 47(2), 236–245. <https://doi.org/10.1111/btp.12196>
- MAYDS, M. de A. y D. S. (2020). *Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Espinal y Delta e Islas del río Paraná*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.
- MAYDS, M. de A. y D. S., & AA, A. A. (2017). *Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas*.
- Mazzini, F., Relva, M. A., & Malizia, L. R. (2018). Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant Ecology*, 219(8), 913–925. <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0846-y>
- Melo, M. A., Silva, M. A. G. D., & Piratelli, A. J. (2020). Improvement of vegetation structure enhances bird functional traits and habitat resilience in an area of ongoing restoration in the Atlantic Forest. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 92. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191241>
- Menéndez, J. L., & La Rocca, S. M. (2007). *Primer inventario nacional de bosques nativos. Segunda etapa: Inventario de campo de la región del Espinal, Distritos Caldén y Ñandubay. Anexo 2: Estado de conservación del Distrito Ñandubay*.
- Milchunas, D. G., & Lauenroth, W. K. (1993). Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63(4), 327–366. <https://doi.org/10.2307/2937150>
- Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1998). Livestock grazing: Animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. *Oikos*, 83(1), 65–74. <https://doi.org/10.2307/3546547>
- Miranda, A., Vásquez, I. A., Becerra, P., Smith-Ramírez, C., Delpiano, C. A., Hernández-Moreno, A., & Altamirano, A. (2019). Traits of perch trees promote seed dispersal of endemic fleshy-fruit species in degraded areas of endangered Mediterranean ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 170, 103995. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.103995>
- Modernel, P., Rossing, W. A. H., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., & Tiftonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11(11), 113002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113002>
- Morris, D. L., Western, D., & Maitumo, D. (2009). Pastoralist's livestock and settlements influence game bird diversity and abundance in a savanna ecosystem of southern Kenya. *African Journal of Ecology*, 47(1), 48–55. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2007.00914.x>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Muñoz, J. de D., Milera, S., & Romero, C. (2005). Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial Argentino II*, 14, 169–182.
- Naciones Unidas. (2015). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. <https://sdgs.un.org/2030agenda>
- Naiman, R. J., & Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecological Systems*, 28, 621–658.
- Nanni, A. S., Rodríguez, M. P., Rodríguez, D., Regueiro, M. N., Periago, M. E., Aguiar, S., Ballari, S., Blundo, C., Derlindati, E., Blanco, Y. D., Eljall, A., Grau, H. R., Herrera, L., Herrera, A. H., Izquierdo,

- A. E., Lescano, J. N., Macchi, L., Mazzini, F., Milkovic, M., ... Gasparri, N. I. (2020). Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral*, 30(2), Article 2. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1056>
- Navarro, M. F., Navarro, C. S., Barrios, R., Calamari, N., Dieta, V., García Martínez, G., Iturralde Elortegui, M. R., Kurtz, D. B., Michard, H. J., Paredes, P., Saucedo, G., Alday, S., Cianfagna, F., Curcio, M., Enriquez, A., Lopez, A., Miranda, F., Pezzola, A., Umaña, F., ... Sica, Y. (2022). *Mapa de distribución potencial de humedales en Argentina* [Informe técnico]. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Neilly, H., & Schwarzkopf, L. (2019). The impact of cattle grazing regimes on tropical savanna bird assemblages. *Austral Ecology*, 44(2), 187–198. <https://doi.org/10.1111/aec.12663>
- Neilly, H., Vanderwal, J., & Schwarzkopf, L. (2016). Balancing biodiversity and food production: A better understanding of wildlife response to grazing will inform off-reserve conservation on rangelands. *Rangeland, Ecology & Management*, 69(6), 430–436. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2016.07.007>
- Nelson, K. S., Gray, E. M., & Evans, J. R. (2011). Finding solutions for bird restoration and livestock management: Comparing grazing exclusion levels. *Ecological Applications*, 21(2), 547–554.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package* [Computer software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Öllerer, K., Varga, A., Kirby, K., Demeter, L., Biró, M., Bölöni, J., & Molnár, Z. (2019). Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biological Conservation*, 237, 209–219. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.007>
- Paolilli, M. C., Cabrini, S. M., & Pagliaricci, L. O. (2019). Estructura de la cadena de carne bovina Argentina. *RTA*, 10(40), 51–56.
- Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). ANPP Estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. *Ecology*, 78(3), 953–958. <https://doi.org/10.2307/2266073>
- Patten, M. A., & Smith-Patten, B. D. (2012). Testing the microclimate hypothesis: Light environment and population trends of Neotropical birds. *Biological Conservation*, 155, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.004>
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., ... Walpole, M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496–1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>
- Peri, P. L., Rosas, Y. M., López, D. R., Lencinas, M. V., Cavallero, L., & Pastur, G. M. (2022). Conceptual framework to define management strategies for silvopastoral systems in native forests. *Ecología Austral*, 32(2bis), Article 2bis. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1872>
- Peri, P. L., Rusch, V., Von Muller, A., Varela, S., Quinteros, P., & Martínez Pastur, G. J. (2021). *Manual de indicadores para monitoreo de planes prediales de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada—MBGI. Región Patagónica* (P. L. Peri, Ed.).
- Podani, J. (1999). Extending Gower's general coefficient of similarity to ordinal characters. *Taxon*, 48, 331–340.

- Popotnik, G. J., & Giuliano, W. M. (2000). Response of birds to grazing of riparian zones. *Journal of Wildlife Management*, 64(4), 976–982. <https://doi.org/10.2307/3803207>
- Powell, G. W., Cameron, K. J., & Newman, R. F. (2000). *Analysis of livestock use of riparian areas: Literature review and research needs assessment for British Columbia* (Res. Br., B.C. Min. For, Vol. 52). <http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Wp/Wp52.htm>
- Purcell, K. L. (2011). Long-term avian research at the San Joaquin Experimental Range: Recommendations for monitoring and managing oak woodlands. *Forest Ecology and Management*, 262(1), 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.039>
- QGIS, D. T. (2021). *QGIS Geographic Information System* (3.16.11-Hannover) [Computer software]. QGIS Association. <https://www.qgis.org>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. (4.0.2) [Computer software]. <https://www.R-project.org/>
- Rahmig, C. J., Jensen, W. E., & With, K. A. (2009). Grassland bird responses to land management in the largest remaining tallgrass prairie. *Conservation Biology*, 23(2), 420–432. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01118.x>
- Ranellucci, C. L., Koper, N., & Henderson, D. C. (2012). Twice-over rotational grazing and its impacts on grassland songbird abundance and habitat structure. *Rangeland Ecology & Management*, 65(2), 109–118. <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00053.1>
- Reales, F., Dardanelli, S., Frutos, A. E., & Lammertink, M. (2023). Occurrence patterns of the endangered Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata* in north-east Argentina: Only in savannahs and at sites away from roads. *Bird Conservation International*, 33, e26. <https://doi.org/10.1017/S0959270922000211>
- Ribeiro Jr, P. J., Diggle, P., Christensen, O., Schlather, M., Bivand, R., & Ripley, B. (2022). *geoR: Analysis of Geostatistical Data* (R package version 1.9-2) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=geoR>
- Rojido, I. (2022). *Análisis socio-ecológico de la biodiversidad y servicios ecosistémicos asociados al bosque nativo en sistemas productivos: Integrando el estudio de mamíferos y bienestar social en el manejo y conservación del Espinal entrerriano* [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional de Córdoba.
- Rojido, I., Canavelli, S. B., Cáceres, D., & Anderson, C. B. (2021). Perspectivas sobre contribuciones y estados del bosque nativo de actores sociales vinculados a la producción ganadera en el Espinal entrerriano. *Ecología Austral*, 31(1), 87–100.
- Roques, K. g., O'Connor, T. g., & Watkinson, A. r. (2001). Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: Relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 268–280. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00567.x>
- Rusch, V., & Fracassi, N. (2021). *Indicadores de biodiversidad* [Informe preparado por el proyecto INTA PI 038. Evaluación, monitoreo y manejo de la biodiversidad en sistemas agropecuarios y forestales].
- Saab, V. A., Bock, C. E., Rich, T. D., & Dobkin, D. S. (1995). Livestock grazing effects in western North America. In T. E. Martin & D. M. Finch (Eds.), *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds* (pp. 311–353). Oxford University Press.
- Sabatier, R., Durant, D., Ferchichi, S., Haranne, K., Léger, F., & Tichit, M. (2015). Effect of cattle trampling on ground nesting birds on pastures: An experiment with artificial nests. *European Journal of Ecology*, 1(2), 5–11. <https://doi.org/10.1515/eje-2015-0012>
- Sabattini, J. A., Sabatier, R., & Silvia, L. (2015). Caracterización del bosque nativo del centro norte de Entre Ríos (Argentina). *Agrociencia Uruguay*, 19(2), 8–16.

- Sabattini, J. A., Sabattini, R. A., Urteaga-Omar, A. F., & Velázquez-Martí, B. (2019). Classification of successional stages in native forests of the Argentine Spinal through neural networks. *Land Degradation & Development*, 30(17), 2064–2072. <https://doi.org/10.1002/ldr.3409>
- Sabattini, R. A., Ledesma, S. G., Brizuela, A., Sabattini, J. A., Fontana, E., Diez, J. M., & Muracciole, B. D. (2009). *Zonificación de los bosques nativos en el Departamento La Paz (Entre Ríos) según las categorías de conservación* (I; p. 21). UNER.
- Sabattini, R. A., Ledesma, S. G., Sabattini, J. A., Fontana, E., Diez, J. M., Sabattini, I., Kock Pomerantz, A., & Heinze, D. (2009). *Zonificación de los bosques nativos en el Departamento Feliciano (Entre Ríos) según las categorías de conservación* (3; p. 20). UNER.
- Sabattini, R. A., Muzzachiodi, N., & Dorsch, A. F. (2002). *Manual de prácticas de manejo del monte nativo*. UNER.
- Sabattini, R. A., Wilson, M. G., & Muzzachiodi, N. (1999). Guía para la caracterización de agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. *Revista Científica Agropecuaria*, 3, 7–19.
- Sagario, M. C., Cueto, V. R., Zarco, A., Pol, R., & Marone, L. (2020). Predicting how seed-eating passerines respond to cattle grazing in a semi-arid grassland using seed preferences and diet. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 289, 106736. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106736>
- SAGyP. (2023). *Resultados económicos ganaderos* (Informe Trimestral N° 48). Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/bovinos/modelos/resultados/\\_archivos//000001\\_Bolet%C3%ADn%20trimestral/000000-2023/000003-Bolet%C3%ADn%20N%C2%BA%2048%20diciembre%202023.pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/bovinos/modelos/resultados/_archivos//000001_Bolet%C3%ADn%20trimestral/000000-2023/000003-Bolet%C3%ADn%20N%C2%BA%2048%20diciembre%202023.pdf)
- Salgado-Negret, B. (Ed.). (2015). *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.
- Sankaran, M., Ratnam, J., & Hanan, N. (2008). Woody cover in African savannas: The role of resources, fire and herbivory. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 236–245. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00360.x>
- Sarquis, J. A., Giraudo, A. R., Reales, F., & Dardanelli, S. (2021). Inventario y áreas complementarias para la conservación de las aves de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, e923745. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3745>
- SAyDS. (2006). *Informe Regional Espinal. Segunda Etapa. Anexo II. Estado de Conservación del Distrito Ñandubay* (Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas).
- SAyDS. (2007). *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Segunda etapa. Inventario de campo de la región del Espinal. Distritos de Caldén y Ñandubay* (Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas). <https://drive.google.com/drive/folders/1A8kwwgiAbqEKER3lrQqmh5Mhx1T3zuO4M>
- Schaaf, A. A., Ruggera, R. A., Vivanco, C. G., Tallei, E., Benavidez, A., Albanesi, S., Rivera, L. O., & Politi, N. (2020). Tree use, niche breadth and overlap for excavation by woodpeckers in subtropical piedmont forests of northwestern Argentina. *Acta Ornithologica*, 55(1), 111–119. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2020.55.1.011>
- Schieltz, J. M., & Rubenstein, D. I. (2016). Evidence based review: Positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environmental Research Letters*, 11(11), 113003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113003>
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(8), 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>

- Sharp, B. E. (1995). Brown-headed cowbirds and grazing on national forests in the Pacific northwest. *Northwestern Naturalist*, 76(2), 121. <https://doi.org/10.2307/3536911>
- Short, L. L. (1975). A zoogeographic analysis of the South American Chaco avifauna. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 154.
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*, 60, 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036>
- Silva, V., Catry, F. X., Fernandes, P. M., Rego, F. C., Paes, P., Nunes, L., Caperta, A. D., Sérgio, C., & Bugalho, M. N. (2019). Effects of grazing on plant composition, conservation status and ecosystem services of Natura 2000 shrub-grassland habitat types. *Biodiversity and Conservation*, 28(5), 1205–1224. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01718-7>
- Silvetti, L. E., Gavier Pizarro, G., Solari, L. M., Arcamone, J. R., & Bellis, L. M. (2023). Land use changes and bird diversity in subtropical forests: Urban development as the underlying factor. *Biodiversity and Conservation*, 32(1), 385–403. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02533-3>
- Sione, S. M., Sabattini, R. A., Ledesma, S. G., Dorsch, A. F., & Fortini, C. (2006). Caracterización florística y estructural del estrato arbustivo de un monte en pastoreo (Las Garzas, Entre Ríos). *Revista Científica Agropecuaria*, 10(1), 59–67.
- Sirami, C., & Monadjem, A. (2012). Changes in bird communities in Swaziland savannas between 1998 and 2008 owing to shrub encroachment. *Diversity and Distributions*, 18(4), 390–400. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00810.x>
- Sitters, H., York, A., Swan, M., Christie, F., & Stefano, J. D. (2016). Opposing responses of bird functional diversity to vegetation structural diversity in wet and dry forest. *PLoS ONE*, 11(10), e0164917. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164917>
- Soca, P., Ruggia, A., Canavelli, S. B., & Tittonell, P. (2020). *Plataforma de innovación para la sustentabilidad de sistemas ganaderos familiares en Uruguay y Argentina*. (Informe final). Banco Interamericano de Desarrollo.
- Söderström, B., Pärt, T., & Linnarsson, E. (2001). Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. *Ecological Applications*, 11(4), 1141–1150. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1141:GEOBYV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1141:GEOBYV]2.0.CO;2)
- Sollenberger, L. E., Moore, J. E., Allen, V. G., & Pedreira, C. G. S. (2005). Reporting forage allowance in grazing experiments. *Crop Science*, 45(3), 896–900. <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.0216>
- Spahn, E. H. (2013). *Modelo de estados y transiciones para los bosques y pastizales del norte entrerriano* [Tesis de Maestría]. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Speedy, A. W. (2003). Global production and consumption of animal source foods. *The Journal of Nutrition*, 133(11), 4048S–4053S. <https://doi.org/10.1093/jn/133.11.4048S>
- Stanton, R. A., Boone, W. W., Soto-Shoender, J., Fletcher, R. J., Blaum, N., & McCleery, R. A. (2018). Shrub encroachment and vertebrate diversity: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 27(3), 368–379. <https://doi.org/10.1111/geb.12675>
- Sterne, J. A. C., & Egger, M. (2001). Funnel plots for detecting bias in meta-analysis: Guidelines on choice of axis. *Journal of Clinical Epidemiology*, 54(10), 1046–1055. [https://doi.org/10.1016/S0895-4356\(01\)00377-8](https://doi.org/10.1016/S0895-4356(01)00377-8)
- Stevens, J. R., & Taylor, A. M. (2009). Hierarchical dependence in meta-analysis. *Journal of Educational and Behavioral Statistics*, 34(1), 46–73. <https://doi.org/10.3102/1076998607309080>

- St-Louis, V., Pidgeon, A. M., Clayton, M. K., Locke, B. A., Bash, D., & Radeloff, V. C. (2009). Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan desert of New Mexico. *Ecography*, 32(3), 468–480.
- St-Louis, V., Pidgeon, A. M., Kuemmerle, T., Sonnenschein, R., Radeloff, V. C., Clayton, M. K., Locke, B. A., Bash, D., & Hostert, P. (2014). Modelling avian biodiversity using raw, unclassified satellite imagery. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1643), 20130197. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0197>
- St-Louis, V., Pidgeon, A. M., Radeloff, V. C., Hawbaker, T. J., & Clayton, M. K. (2006). High-resolution image texture as a predictor of bird species richness. *Remote Sensing of Environment*, 105(4), 299–312. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.003>
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., & Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds: Ecology and conservation*. University of Chicago Press.
- Suttidate, N., Pidgeon, A. M., Hobi, M. L., Round, P. D., Dubinin, M., & Radeloff, V. C. (2023). The effects of habitat heterogeneity, as measured by satellite image texture, on tropical forest bird distributions. *Biological Conservation*, 281, 110002. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110002>
- Tallei, E., Rivera, L., Schaaf, A., Vivanco, C., & Politi, N. (2021). Use of response guilds of understory birds in threatened subtropical forest to monitor selective logging impact. *Ecological Indicators*, 132, 108264. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108264>
- Tanentzap, A. J., & Coomes, D. A. (2012). Carbon storage in terrestrial ecosystems: Do browsing and grazing herbivores matter? *Biological Reviews*, 87(1), 72–94. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00185.x>
- Tassicker, A. L., Kutt, A. S., Vanderduys, E., Mangru, S., Tassicker, A. L., Kutt, A. S., Vanderduys, E., & Mangru, S. (2006). The effects of vegetation structure on the birds in a tropical savanna woodland in north-eastern Australia. *The Rangeland Journal*, 28(2), 139–152. <https://doi.org/10.1071/RJ05029>
- Taylor, D. M. (1986). Effects of cattle grazing on passerine birds nesting in riparian habitat. *Journal of Range Management*, 39(3), 254–258. <https://doi.org/10.2307/3899062>
- Tewksbury, J. J., Black, N., Nur, N., Saab, V. A., Logan, B. D., & Dobkin, D. S. (2002). Effects of anthropogenic fragmentation and livestock grazing on western riparian bird communities. *Studies in Avian Biology*, 25, 158–202.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., & Sabogal, C. (2013). An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecology and Society*, 18(2), art20. <https://doi.org/10.5751/ES-05443-180220>
- Thornton, P. K. (2010). Livestock production: Recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2853–2867. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0134>
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., & Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151(1), 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>

- Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>
- 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), 1. <https://doi.org/10.5751/ACE-01293-140101>
- Val, J., Eldridge, D. J., Travers, S. K., & Oliver, I. (2018). Livestock grazing reinforces the competitive exclusion of small-bodied birds by large aggressive birds. *Journal of Applied Ecology*, 55(4), 1919–1929. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13078>
- van der Hoek, Y., Gaona, G. V., Ciach, M., & Martin, K. (2020). Global relationships between tree-cavity excavators and forest bird richness. *Royal Society Open Science*, 7, 192177. <https://doi.org/10.1098/rsos.192177>
- van Doorn, A., Woinarski, J. C. Z., & Werner, P. A. (2015). Livestock grazing affects habitat quality and persistence of the threatened Purple-crowned Fairy-wren *Malurus coronatus* in the Victoria River District, Northern Territory, Australia. *Emu - Austral Ornithology*, 115(4), 302–308. <https://doi.org/10.1071/MU14073>
- van Klink, R., Nolte, S., Mandema, F. S., Lagendijk, D. D. G., WallisDeVries, M. F., Bakker, J. P., Esselink, P., & Smit, C. (2016). Effects of grazing management on biodiversity across trophic levels—The importance of livestock species and stocking density in salt marshes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235, 329–339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.001>
- Van laer, E., Moons, C. P. H., Sonck, B., & Tuytens, F. A. M. (2014). Importance of outdoor shelter for cattle in temperate climates. *Livestock Science*, 159, 87–101. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2013.11.003>
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C. K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., da Silva, P. M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J. P., Sykes, M. T., Vanbergen, A. J., & Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921–2947. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9798-9>
- Verner, J., Purcell, K. L., & Turner, J. G. (1997). Bird communities in grazed and ungrazed oak-pine woodlands at the San Joaquin Experimental Range. In N. H. Pillsbury, J. Verner, & W. D. Tietje (Eds.), *Proceedings of a symposium on oak woodlands: Ecology, management, and urban interface issues* (pp. 381–390).
- Viechtbauer, W. (2010). Conducting Meta-Analyses in R with the **metafor** Package. *Journal of Statistical Software*, 36(3). <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i03>
- 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. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Visco, D. M., Michel, N. L., Boyle, W. A., Sigel, B. J., Woltmann, S., & Sherry, T. W. (2015). Patterns and causes of understory bird declines in human-disturbed tropical forest landscapes: A case study from Central America. *Biological Conservation*, 191, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.018>
- Wang, C., & Tang, Y. (2019). A global meta-analysis of the response of multi-taxa diversity to grazing intensity in grasslands. *Environmental Research Letters*, 14(11), 114003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4932>
- Wang, Y., Naumann, U., Wright, S. T., & Warton, D. I. (2012). Mvabund— an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 471–474. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00190.x>

- Watson, J. E. M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J. C., Murray, K., Salazar, A., McAlpine, C., Potapov, P., Walston, J., Robinson, J. G., Painter, M., Wilkie, D., Filardi, C., Laurance, W. F., Houghton, R. A., ... Lindenmayer, D. (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2(4), 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>
- Whelan, C. J., Sekercioglu, C. H., & Wenny, D. G. (2016). Bird ecosystem services: Economic ornithology for the 21st century. In C. H. Sekercioglu, D. G. Wenny, & C. J. Whelan (Eds.), *Why birds matter: Bird ecosystem function and ecosystem services* (pp. 1–26). University of Chicago Press; Scopus.
- Whitehorne, I. B. J., Harrison, M. L., Mahony, N. A., Robinson, P., Newbury, A., & Green, D. J. (2011). Effects of cattle grazing on birds in interior douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) forests of British Columbia. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 12(3), 1–17.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis* (Second edition). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., Rosa, C. de la, Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(7), 2027–2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Wilson, M. G., & Sabattini, R. A. (2001). Sustentabilidad de los agroecosistemas de montes en Entre Ríos: Revisión crítica y modelo conceptual. *Revista Facultad de Agronomía*, 21(2), 117–128.
- Wood, E. M., Pidgeon, A. M., Radeloff, V. C., & Keuler, N. S. (2012). Image texture as a remotely sensed measure of vegetation structure. *Remote Sensing of Environment*, 121, 516–526. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.003>
- Wood, E. M., Pidgeon, A. M., Radeloff, V. C., & Keuler, N. S. (2013). Image texture predicts avian density and species richness. *PLOS ONE*, 8(5), e63211. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063211>
- Yates, C. J., Norton, D. A., & Hobbs, R. J. (2000). Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: Implications for restoration. *Austral Ecology*, 25(1), 36–47. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01030.x>
- Zalba, S. M., & Cozzani, N. C. (2004). The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation*, 7, 35–44. <https://doi.org/10.1017/S1367943003001094>
- Zarco, A., Cueto, V. R., Sagario, M. C., & Marone, L. (2019). Effects of livestock grazing on flocks of seed-eating birds in the central Monte desert, Argentina. *Canadian Journal of Zoology*, 97(7), 606–611. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0223>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3–14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.
- Zwarts, L., Bijlsma, R. G., & van der Kamp, J. (2018). Large decline of birds in Sahelian rangelands due to loss of woody cover and soil seed bank. *Journal of Arid Environments*, 155, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.01.013>

## Anexo 1

**Tabla A1.1.** Referencia y tamaño del efecto (Hedges' *d*) estimado a partir de los artículos que analizan el efecto del pastoreo sobre la abundancia de aves. La intensidad de pastoreo (IP) reportada por los autores fue B: baja, M: media, H: alta. Vd: varianza de la magnitud del efecto.

| <b>Autores (año)</b>      | <b>Región</b> | <b>Hábitat</b> | <b>Tipo de ganado</b> | <b>N</b> | <b>IP</b> | <b>Hedges' <i>d</i></b> | <b>Vd</b> |
|---------------------------|---------------|----------------|-----------------------|----------|-----------|-------------------------|-----------|
| Bélanger & Picard (1999)  | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 98       | A         | 0.005                   | 0.05      |
| Bellis & Muriel (2015)    | Neotrópico    | Pastizal       | Bovino                | 55       | A         | -6.06                   | 0.41      |
| Bock et al. (2008)        | Neártico      | Pastizal       | Mixto                 | 48       | -         | 0.26                    | 0.08      |
| Bock et al. (2008)        | Neártico      | Pastizal       | Equino                | 48       | -         | 0.26                    | 0.08      |
| Bock & Bock (1999)        | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 14       | -         | -1.48                   | 0.36      |
| Bock & Bock (1999)        | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 14       | -         | -1.01                   | 0.32      |
| Bock & Webb (1984)        | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 46       | -         | -0.60                   | 1.00      |
| Cardoni et al. (2015)     | Neotrópico    | Marismas       | Bovino                | 64       | B         | -0.54                   | 0.06      |
| Cardoni et al. (2015)     | Neotrópico    | Marismas       | Bovino                | 64       | A         | 0.05                    | 0.06      |
| Cardoni et al. (2012)     | Neotrópico    | Marismas       | Bovino                | 16       | B         | 0.95                    | 0.04      |
| Evans et al. (2015)       | Paleártico    | Pastizal       | Ovino                 | 120      | M         | 0.40                    | 0.03      |
| Evans et al. (2015)       | Paleártico    | Pastizal       | Ovino                 | 120      | B         | 0.11                    | 0.03      |
| Evans et al. (2006)       | Paleártico    | Pastizal       | Ovino                 | 36       | A         | 0.14                    | 0.11      |
| Evans et al. (2006)       | Paleártico    | Pastizal       | Ovino                 | 36       | B         | -0.32                   | 0.11      |
| Evans et al. (2006)       | Paleártico    | Pastizal       | Ovino                 | 36       | B         | 0.58                    | 0.12      |
| Eyre et al. (2009)        | Australasia   | Bosque         | Bovino                | 30       | M         | 0.06                    | 0.13      |
| Eyre et al. (2009)        | Australasia   | Bosque         | Bovino                | 30       | A         | 0.48                    | 0.14      |
| Faria & Morales (2020)    | Paleártico    | Pastizal       | Mixto                 | 16       | -         | -1.21                   | 0.30      |
| García et al. (2008)      | Neotrópico    | Bosque         | Mixto                 | 46       | A         | 0.58                    | 0.09      |
| Goguen & Mathews (1998)   | Neártico      | Bosque         | Bovino                | 96       | M         | -0.21                   | 0.04      |
| Gonnet (2001)             | Neotrópico    | Bosque         | Bovino                | 49       | A         | -0.86                   | 0.09      |
| Gordon (2000)             | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 51       | A         | 1.11                    | 0.40      |
| Gordon (2000)             | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 69       | B         | -0.32                   | 0.04      |
| Gordon (2000)             | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 36       | B         | -0.46                   | 0.01      |
| Harris et al. (2019)      | Afrotrópico   | Bosque         | Mixto                 | 36       | -         | -0.06                   | 0.11      |
| Harrison et al. (2010)    | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 96       | B         | -0.18                   | 0.19      |
| Harrison et al. (2010)    | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 128      | M         | -0.14                   | 0.02      |
| Harrison et al. (2010)    | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 172      | A         | 0.22                    | 0.03      |
| Hill et al. (1991)        | Paleártico    | Bosque         | Ovino                 | 75       | A         | -1.31                   | 0.09      |
| Isacch & Cardoni (2011)   | Neotrópico    | Marismas       | Bovino                | 64       | -         | -0.31                   | 0.05      |
| Jansen & Robertson (2005) | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 29       | B         | -0.66                   | 0.22      |
| Jansen & Robertson (2005) | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 27       | A         | -1.84                   | 0.28      |
| Jansen & Robertson (2001) | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 129      | M         | -0.02                   | 0.70      |
| Jansen & Robertson (2001) | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 81       | A         | 0.02                    | 1.24      |
| Johnson et al. (2011)     | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 32       | B         | -1.17                   | 0.20      |
| Johnson et al. (2011)     | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 32       | M         | -0.12                   | 0.09      |
| Johnson et al. (2011)     | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 32       | A         | -0.07                   | 0.11      |
| Kim et al. (2008)         | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 59       | -         | -0.16                   | 0.07      |

|                                     |             |          |        |     |   |       |      |
|-------------------------------------|-------------|----------|--------|-----|---|-------|------|
| Kopij (2020)                        | Afrotrópico | Bosque   | Bovino | 14  | - | -1.75 | 0.46 |
| Laiolo et al. (2004)                | Paleártico  | Bosque   | Mixto  | 67  | M | -0.21 | 0.10 |
| Laiolo et al. (2004)                | Paleártico  | Bosque   | Bovino | 73  | A | -0.30 | 0.20 |
| Laiolo et al. (2004)                | Paleártico  | Bosque   | Bovino | 65  | A | -0.17 | 0.25 |
| Laiolo et al. (2004)                | Paleártico  | Pastizal | Mixto  | 212 | M | -0.08 | 0.03 |
| Laiolo et al. (2004)                | Paleártico  | Pastizal | Bovino | 144 | A | -0.37 | 0.00 |
| Leal et al. (2019)                  | Paleártico  | Bosque   | Ovino  | 16  | B | 0.16  | 0.06 |
| Leal et al. (2019)                  | Paleártico  | Bosque   | Ovino  | 16  | A | 0.06  | 0.35 |
| Levin et al. (2002)                 | Neártico    | Marismas | Equino | 48  | - | -0.78 | 0.09 |
| Loe et al. (2007)                   | Paleártico  | Pastizal | Ovino  | 6   | B | 0.92  | 0.74 |
| Loe et al. (2007)                   | Paleártico  | Pastizal | Ovino  | 6   | A | 2.82  | 1.33 |
| Martin & McIntyre (2007)            | Australasia | Bosque   | Bovino | 32  | M | -0.60 | 0.13 |
| Martin & McIntyre (2007)            | Australasia | Bosque   | Bovino | 32  | A | -3.17 | 0.28 |
| Martin & McIntyre (2007)            | Australasia | Ribereño | Bovino | 32  | M | -1.65 | 0.17 |
| Martin & McIntyre (2007)            | Australasia | Ribereño | Bovino | 32  | A | -3.89 | 0.36 |
| Martin et al. (2006)                | Australasia | Ribereño | Mixto  | 48  | M | -0.34 | 0.08 |
| Martin et al. (2006)                | Australasia | Ribereño | Mixto  | 48  | A | -0.60 | 0.13 |
| Martin et al. (2005)                | Australasia | Bosque   | Bovino | 16  | M | 0.27  | 0.06 |
| Martin et al. (2005)                | Australasia | Bosque   | Bovino | 16  | A | 0.20  | 0.27 |
| Mastrangelo & Gavin (2012)          | Neotrópico  | Bosque   | Bovino | 84  | B | -0.21 | 0.03 |
| Mastrangelo & Gavin (2012)          | Neotrópico  | Bosque   | Bovino | 78  | B | -0.16 | 0.10 |
| Mastrangelo & Gavin (2012)          | Neotrópico  | Bosque   | Bovino | 66  | M | -0.14 | 0.18 |
| Maya-Elizarrarás & Schondube (2015) | Neotrópico  | Bosque   | Bovino | 40  | - | 1.03  | 0.11 |
| Morris et al. (2009)                | Afrotrópico | Pastizal | Mixto  | 15  | A | 0.47  | 0.28 |
| Nelson et al. (2011)                | Neártico    | Ribereño | Bovino | 468 | - | -0.38 | 0.01 |
| Popotnik & Giuliano (2000)          | Neártico    | Ribereño | Bovino | 44  | - | -1.23 | 0.11 |
| Purcell (2011)                      | Neártico    | Bosque   | Bovino | 18  | - | -0.94 | 0.25 |
| Rahmig et al. (2009)                | Neártico    | Pastizal | Bovino | 22  | - | -0.08 | 0.01 |
| Ranellucci et al. (2012)            | Neártico    | Pastizal | Bovino | 46  | - | 0.20  | 0.46 |
| Sharp (1995)                        | Neártico    | Ribereño | Bovino | 6   | - | 1.13  | 0.77 |
| Taylor (1986)                       | Neártico    | Ribereño | Bovino | 20  | - | -3.11 | 0.73 |
| Tewksbury et al. (2002)             | Neártico    | Ribereño | Bovino | 260 | A | -0.11 | 0.02 |
| van Doorn et al. (2015)             | Australasia | Ribereño | Bovino | 69  | B | -0.66 | 0.11 |
| van Doorn et al. (2015)             | Australasia | Ribereño | Bovino | 24  | A | -1.09 | 0.23 |
| Verner et al. (1997)                | Neártico    | Bosque   | Bovino | 18  | - | 0.19  | 0.22 |
| Whitehorne et al. (2011)            | Neártico    | Bosque   | Bovino | 232 | - | -0.29 | 0.04 |
| Zalba & Cozzani (2004)              | Neotrópico  | Pastizal | Equino | 44  | M | 0.01  | 0.11 |
| Zalba & Cozzani (2004)              | Neotrópico  | Pastizal | Equino | 44  | A | -0.90 | 0.12 |
| Zarco et al. (2019)                 | Neotrópico  | Bosque   | Bovino | 62  | - | -1.01 | 0.07 |
| Zwarts et al. (2018)                | Afrotrópico | Pastizal | Mixto  | 25  | - | -1.56 | 0.23 |

**Tabla A1.2.** Referencia y tamaño del efecto (Hedges'  $d$ ) estimado a partir de los artículos que analizan el efecto del pastoreo sobre la riqueza de especies de aves. La intensidad de pastoreo (IP) reportada por los autores fue B: baja, M: media, H: alta. Vd: varianza de la magnitud del efecto.

| <b>Autores (año)</b>                | <b>Región</b> | <b>Hábitat</b> | <b>Tipo de Ganado</b> | <b>N</b> | <b>IP</b> | <b>Hedges' <math>d</math></b> | <b>Vd</b> |
|-------------------------------------|---------------|----------------|-----------------------|----------|-----------|-------------------------------|-----------|
| Aerts et al. (2008)                 | Afrotrópico   | Bosque         | -                     | 10       | H         | -2.05                         | 0.60      |
| Bock & Bock (2008)                  | Neártico      | Pastizal       | Mixto                 | 48       | -         | 0.32                          | 0.08      |
| Bock & Bock (2008)                  | Neártico      | Pastizal       | Equino                | 48       | -         | 0.65                          | 0.09      |
| Cardoni et al. (2015)               | Neotrópico    | Marismas       | Bovino                | 64       | L         | -0.63                         | 0.07      |
| Cardoni et al. (2015)               | Neotrópico    | Marismas       | Bovino                | 64       | H         | -0.17                         | 0.06      |
| Faria & Morales (2020)              | Paleártico    | Pastizal       | Mixto                 | 18       | -         | 0.11                          | 0.25      |
| García et al. (2008)                | Neotrópico    | Bosque         | Mixto                 | 46       | H         | 0.55                          | 0.09      |
| Goguen & Mathews (1998)             | Neártico      | Bosque         | Bovino                | 96       | M         | 0.33                          | 0.04      |
| Gonnet (2001)                       | Neotrópico    | Bosque         | Bovino                | 49       | H         | -1.00                         | 0.09      |
| Hansson (2001)                      | Paleártico    | Bosque         | Bovino                | 40       | -         | 0.70                          | 0.11      |
| Harris et al. (2019)                | Afrotrópico   | Bosque         | Mixto                 | 36       | -         | -1.07                         | 0.13      |
| Isacch & Cardoni (2011)             | Neotrópico    | Marismas       | Bovino                | 64       | -         | -1.12                         | 0.05      |
| Jansen & Robertson (2005)           | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 29       | L         | -0.59                         | 0.22      |
| Jansen & Robertson (2005)           | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 27       | H         | -1.19                         | 0.24      |
| Johnson et al. (2009)               | Neártico      | Ribereño       | Bovino                | 12       | M         | -0.18                         | 0.33      |
| Kopij (2020)                        | Afrotrópico   | Bosque         | Bovino                | 14       | -         | -2.83                         | 0.64      |
| Levin et al. (2002)                 | Neártico      | Marismas       | Equino                | 48       | -         | 1.16                          | 0.10      |
| Loe et al. (2007)                   | Paleártico    | Pastizal       | Ovino                 | 6        | L         | -0.67                         | 0.70      |
| Loe et al. (2007)                   | Paleártico    | Pastizal       | Ovino                 | 6        | H         | -0.78                         | 0.72      |
| Luoto et al. (2003)                 | Paleártico    | Pastizal       | Bovino                | 26       | -         | 0.39                          | 0.17      |
| Mamo et al. (2016)                  | Afrotrópico   | Pastizal       | Mixto                 | 28       | -         | -0.62                         | 0.15      |
| Martin et al. (2006)                | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 48       | M         | -0.03                         | 0.08      |
| Martin et al. (2006)                | Australasia   | Ribereño       | Mixto                 | 48       | M         | -0.57                         | 0.09      |
| Mastrangelo & Gavin (2012)          | Neotrópico    | Bosque         | Bovino                | 84       | L         | -0.72                         | 0.05      |
| Mastrangelo & Gavin (2012)          | Neotrópico    | Bosque         | Bovino                | 78       | L         | -0.63                         | 0.05      |
| Mastrangelo & Gavin (2012)          | Neotrópico    | Bosque         | Bovino                | 66       | M         | -0.42                         | 0.06      |
| Maya-Elizarrarás & Schondube (2015) | Neotrópico    | Bosque         | Bovino                | 40       | -         | -1.49                         | 0.13      |
| Morris et al. (2009)                | Afrotrópico   | Pastizal       | Mixto                 | 15       | H         | -1.14                         | 0.31      |
| Nelson et al. (2011)                | Neártico      | Ribereño       | Bovino                | 468      | -         | -0.18                         | 0.01      |
| Popotnik & Giuliano (2000)          | Neártico      | Ribereño       | Bovino                | 44       | -         | -1.04                         | 0.10      |
| Ranellucci et al. (2012)            | Neártico      | Pastizal       | Bovino                | 46       | -         | 0.33                          | 0.48      |
| Tewksbury et al. (2002)             | Neártico      | Ribereño       | Bovino                | 144      | H         | -0.04                         | 0.03      |
| Verner et al. (1997)                | Neártico      | Bosque         | Bovino                | 18       | -         | -1.01                         | 0.25      |
| Zalba & Cozzani (2004)              | Neotrópico    | Pastizal       | Equino                | 44       | M         | 0.12                          | 0.11      |
| Zalba & Cozzani (2004)              | Neotrópico    | Pastizal       | Equino                | 44       | H         | -0.57                         | 0.12      |
| Zarco et al. (2019)                 | Neotrópico    | Bosque         | Bovino                | 62       | -         | -0.38                         | 0.07      |

## Listado de artículos incluidos en el meta-análisis

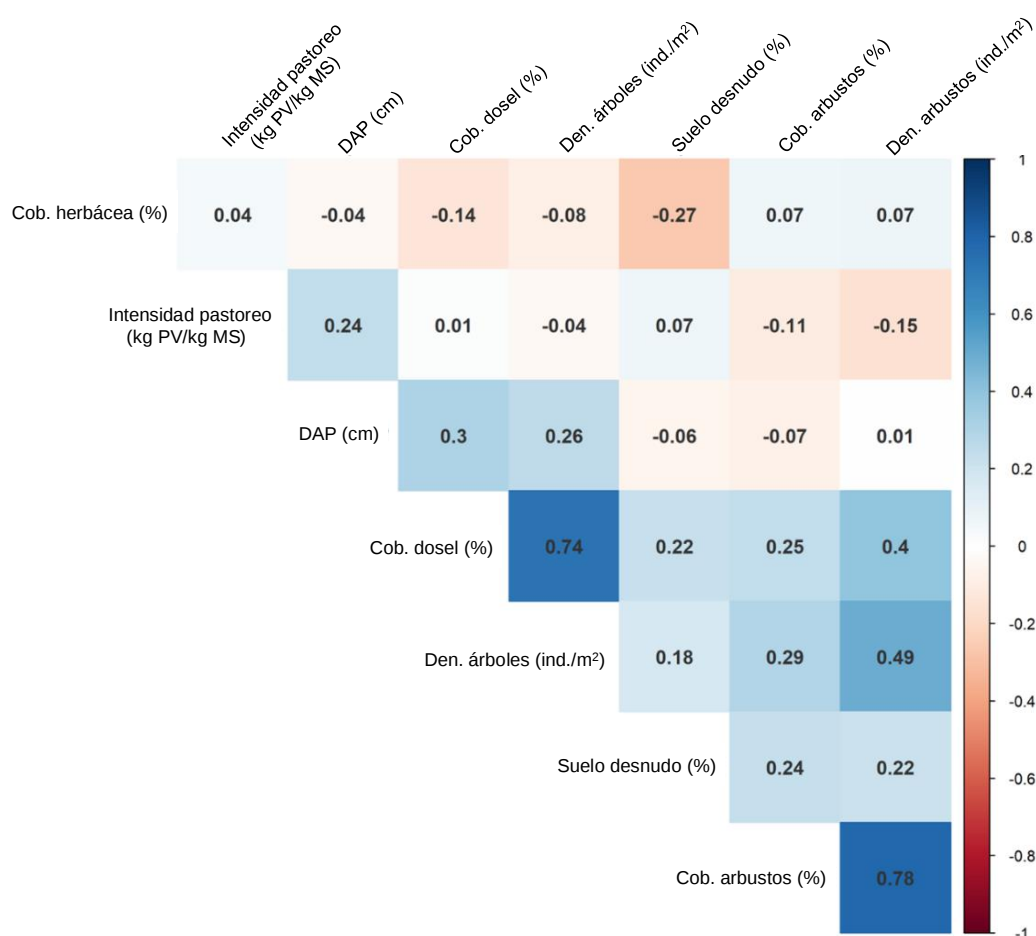
- Aerts, R., Lerouge, F., November, E., Lens, L., Hermy, M., & Muys, B. (2008). Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 53–69. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9230-2>
- Bélanger, L., & Picard, M. (1999). Bovino grazing and avian communities of the St. Lawrence river islands. *Journal of Range Management*, 52(4), 332–338. <https://doi.org/10.2307/4003542>
- Bellis, L. M., & Muriel, N. (2015). Response of the endemic Long-tailed Meadowlark (*Sturnella loyca obscura*) to grazing exclusion in herbivore-dependent upland Pastizals of Argentina. *Emu - Austral Ornithology*, 115(2), 176–184. <https://doi.org/10.1071/MU14030>
- Bock, C. E., & Bock, J. H. (1999). Response of winter birds to drought and short-duration grazing in Southeastern Arizona. *Conservation Biology*, 13(5), 1117–1123. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98313.x>
- Bock, C. E., Jones, Z. F., & Bock, J. H. (2008). The oasis effect: Response of birds to exurban development in a southwestern savanna. *Ecological Applications*, 18(5), 1093–1106. <https://doi.org/10.1890/07-1689.1>
- Bock, C. E., & Webb, B. (1984). Birds as grazing indicator species in Southeastern Arizona. *The Journal of Wildlife Management*, 48(3), 1045–1049. <https://doi.org/10.2307/3801466>
- Cardoni, D. A., Isacch, J. P., & Iribarne, O. (2012). Effects of Bovino grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting success of the bay-capped wren-spinetail (*Spartonoica maluroides*) in coastal saltmarshes of the Pampas region. *The Condor*, 114(4), 803–811. <https://doi.org/10.1525/cond.2012.110186>
- Cardoni, D. A., Isacch, J. P., & Iribarne, O. (2015). Avian responses to varying intensity of Bovino production in *Spartina densiflora* saltmarshes of south-eastern South America. *Emu - Austral Ornithology*, 115(1), 12–19. <https://doi.org/10.1071/MU13028>
- Evans, D. M., Redpath, S. M., Evans, S. A., Elston, D. A., Gardner, C. J., Dennis, P., & Pakeman, R. J. (2006). Low intensity, Mixedtoed livestock grazing improves the breeding abundance of a common insectivorous passerine. *Biology Letters*, 2(4), 636–638. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0543>
- Evans, D. M., Villar, N., Littlewood, N. A., Pakeman, R. J., Evans, S. A., Dennis, P., Skartveit, J., & Redpath, S. M. (2015). The cascading impacts of livestock grazing in upland ecosystems: A 10-year experiment. *Ecosphere*, 6(3), 42. <https://doi.org/10.1890/ES14-00316.1>
- Eyre, T. J., Maron, M., Mathieson, M. T., & Haseler, M. (2009). Impacts of grazing, selective logging and hyper-aggressors on diurnal bird fauna in intact forest landscapes of the Brigalow Belt, Queensland. *Austral Ecology*, 34(6), 705–716. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01979.x>
- Faria, N., & Morales, M. B. (2020). Livestock species and grazing rotational patterns modulate Pastizal bird assemblages in Mediterranean drylands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 295, 106893. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106893>
- García, C., Renison, D., Cingolani, A. M., & Fernández-Juricic, E. (2008). Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of central Argentina: Livestock exclusion and bird communities. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 351–360. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01388.x>

- Goguen, C. B., & Mathews, N. E. (1998). Songbird community composition and nesting success in grazed and ungrazed Pinyon-Juniper woodlands. *The Journal of Wildlife Management*, 62(2), 474–484. <https://doi.org/10.2307/3802321>
- Gonnet, J. M. (2001). Influence of Bovino grazing on population density and species richness of granivorous birds (Emberizidae) in the arid plain of the Monte, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 48(4), 569–579. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0777>
- Gordon, C. E. (2000). Fire and Bovino grazing on wintering sparrows in Arizona Pastizals. *Journal of Range Management*, 53(4), 384–389.
- Hansson, L. (2001). Traditional management of forests: Plant and bird community responses to alternative restoration of oak–hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1865–1873.
- Harris, M. A., Voysey, M. D., Jamison, S.-L., & Greve, M. (2019). Changes in bird assemblages because of vegetation homogenisation in communal livestock systems. *Koedoe*, 61(1), a1543. <https://doi.org/10.4102/koedoe.v61i1.1543>
- Harrison, M. L., Mahony, N. A., Robinson, P., Newbury, A., & Green, D. J. (2010). Vesper sparrows and western meadowlarks show a Mixtoed response to Bovino grazing in the intermountain region of British Columbia. *Avian Conservation and Ecology*, 5(1), 1. <https://doi.org/10.5751/ACE-00358-050101>
- Hill, D. A., Lambton, S., Proctor, I., & Bullock, I. (1991). Winter bird communities in woodland in the Forest of Dean, England, and some implications of livestock grazing. *Bird Study*, 38(1), 57–70. <https://doi.org/10.1080/00063659109477068>
- Isacch, J. P., & Cardoni, D. A. (2011). Different grazing strategies are necessary to conserve endangered Pastizal birds in short and tall salty Pastizals of the flooding Pampas. *The Condor*, 113(4), 724–734. <https://doi.org/10.1525/cond.2011.100123>
- Jansen, A., & Robertson, A. I. (2001). Ribereño bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 100, 173–185.
- Jansen, A., & Robertson, A. I. (2005). Grazing, ecological condition and biodiversity in Ribereño river redgum forests in south-eastern Australia. *Proceedings of the Royal Society of Victoria*, 117(1), 85–95.
- Johnson, T. N., Applegate, R. D., Hoover, D. E., Gipson, P. S., & Sandercock, B. K. (2009). Evaluating avian community dynamics in restored Ribereño habitats with mark-recapture models. *The Wilson Journal of Ornithology*, 121(1), 22–40. <https://doi.org/10.1676/07-044.1>
- Johnson, Tracey N., Kennedy, P. L., DelCurto, T., & Taylor, R. V. (2011). Bird community responses to cattle stocking rates in a Pacific Northwest bunchgrass prairie. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 338–346. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.003>
- Kim, D. H., Newton, W. E., Lingle, G. R., & Chavez-Ramirez, F. (2008). Influence of grazing and available moisture on breeding densities of Pastizal birds in the central Platte River Valley, Nebraska. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120(4), 820–829. <https://doi.org/10.1676/07-153.1>
- Kopij, G. (2020). Abundance and community structure of birds breeding in Kalahari woodland used as rangeland. *Arxius de Miscellània Zoològica*, 101–111. <https://doi.org/10.32800/amz.2020.18.0101>

- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E., & Rolando, A. (2004). Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 294–304. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00893.x>
- Leal, A. I., Acácio, M., Meyer, C. F. J., Rainho, A., & Palmeirim, J. M. (2019). Grazing improves habitat suitability for many ground foraging birds in Mediterranean Bosque Pastizals. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 270–271, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.012>
- Levin, P. S., Ellis, J., Petrik, R., & Hay, M. E. (2002). Indirect effects of feral Equinos on estuarine communities. *Conservation Biology*, 16(5), 1364–1371. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01167.x>
- Loe, L. E., Myserud, A., Stien, A., Steen, H., Evans, D. M., & Austrheim, G. (2007). Positive short-term effects of Ovino grazing on the alpine avifauna. *Biology Letters*, 3(1), 110–112. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0571>
- Luoto, M., Pykälä, J., & Kuussaari, M. (2003). Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of Bovino grazing. *Journal for Nature Conservation*, 11(3), 171–178. <https://doi.org/10.1078/1617-1381-00052>
- Mamo, Y., Asefa, A., & Mengesha, G. (2016). Effects of livestock grazing on an Afromontane Pastizal bird community in the Bale Mountains of Ethiopia. *African Journal of Ecology*, 54(3), 328–335. <https://doi.org/10.1111/aje.12295>
- Martin, T. G., Kuhnert, P. M., Mengersen, K., & Possingham, H. P. (2005). The power of expert opinion in ecological models using bayesian methods: Impact of grazing on birds. *Ecological Applications*, 15(1), 266–280. <https://doi.org/10.1890/03-5400>
- Martin, T. G., & McIntyre, S. (2007). Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and Ribereño habitats. *Conservation Biology*, 21(2), 504–514. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00624.x>
- Martin, T. G., McIntyre, S., Catterall, C. P., & Possingham, H. P. (2006). Is landscape context important for Ribereño conservation? Birds in grassy woodland. *Biological Conservation*, 127(2), 201–214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.08.014>
- Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2012). Trade-offs between Bovino production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology*, 26(6), 1040–1051. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01904.x>
- Maya-Elizarrarás, E., & Schondube, J. E. (2015). Birds, cattle, and bracken ferns: Bird community responses to a Neotropical landscape shaped by cattle grazing activities. *Biotropica*, 47(2), 236–245. <https://doi.org/10.1111/btp.12196>
- Morris, D. L., Western, D., & Maitumo, D. (2009). Pastoralist's livestock and settlements influence game bird diversity and abundance in a savanna ecosystem of southern Kenya. *African Journal of Ecology*, 47(1), 48–55. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2007.00914.x>
- Nelson, K. S., Gray, E. M., & Evans, J. R. (2011). Finding solutions for bird restoration and livestock management: Comparing grazing exclusion levels. *Ecological Applications*, 21(2), 547–554.
- Popotnik, G. J., & Giuliano, W. M. (2000). Response of birds to grazing of Ribereño zones. *The Journal of Wildlife Management*, 64(4), 976–982. <https://doi.org/10.2307/3803207>

- Purcell, K. L. (2011). Long-term avian research at the San Joaquin Experimental Range: Recommendations for monitoring and managing oak woodlands. *Forest Ecology and Management*, 262(1), 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.039>
- Rahmig, C. J., Jensen, W. E., & With, K. A. (2009). Grassland bird responses to land management in the largest remaining tallgrass prairie. *Conservation Biology*, 23(2), 420–432. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01118.x>
- Ranellucci, C. L., Koper, N., & Henderson, D. C. (2012). Twice-over rotational grazing and its impacts on Pastizal songbird abundance and habitat structure. *Rangeland Ecology & Management*, 65(2), 109–118. <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00053.1>
- Sharp, B. E. (1995). Brown-Headed Cowbirds and Grazing on National Forests in the Pacific Northwest. *Northwestern Naturalist*, 76(2), 121. <https://doi.org/10.2307/3536911>
- Taylor, D. M. (1986). Effects of cattle grazing on passerine birds nesting in riparian habitat. *Journal of Range Management*, 39(3), 254–258. <https://doi.org/10.2307/3899062>
- Tewksbury, J. J., Black, N., Nur, N., Saab, V. A., Logan, B. D., & Dobkin, D. S. (2002). Effects of anthropogenic fragmentation and livestock grazing on western riparian bird communities. *Studies in Avian Biology*, 25, 158–202.
- van Doorn, A., Woinarski, J. C. Z., & Werner, P. A. (2015). Livestock grazing affects habitat quality and persistence of the threatened Purple-crowned Fairy-wren *Malurus coronatus* in the Victoria River District, Northern Territory, Australia. *Emu - Austral Ornithology*, 115(4), 302–308. <https://doi.org/10.1071/MU14073>
- Verner, J., Purcell, K. L., & Turner, J. G. (1997). Bird communities in grazed and ungrazed oak-pine woodlands at the San Joaquin Experimental Range. In N. H. Pillsbury, J. Verner, & W. D. Tietje (Eds.), *Proceedings of a symposium on oak woodlands: Ecology, management, and urban interface issues* (pp. 381–390).
- Whitehorne, I. B. J., Harrison, M. L., Mahony, N. A., Robinson, P., Newbury, A., & Green, D. J. (2011). Effects of Bovino grazing on birds in interior douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) forests of British Columbia. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 12(3), 1–17.
- Zalba, S. M., & Cozzani, N. C. (2004). The impact of feral Equinos on Pastizal bird communities in Argentina. *Animal Conservation*, 7, 35–44. <https://doi.org/10.1017/S1367943003001094>
- Zarco, A., Cueto, V. R., Sagario, M. C., & Marone, L. (2019). Effects of livestock grazing on flocks of seed-eating birds in the central Monte desert, Argentina. *Canadian Journal of Zoology*, 97(7), 606–611. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0223>
- Zwarts, L., Bijlsma, R. G., & van der Kamp, J. (2018). Large decline of birds in Sahelian rangelands due to loss of woody cover and soil seed bank. *Journal of Arid Environments*, 155, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.01.013>

## Anexo 2



**Fig. A2.1.** Coeficientes de correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre pares de variables explicativas para evaluar multicolinealidad. Aquellas variables con un  $\rho > 0.75$  fueron consideradas con una alta correlación.

**Tabla A2.1.** Modelos univariados para evaluar el efecto del año de muestreo y el momento del día muestreado (mañana vs. tarde) sobre la diversidad funcional y taxonómica de aves.

| Variable respuesta      | Año  |         |                   | Momento del día |         |               |
|-------------------------|------|---------|-------------------|-----------------|---------|---------------|
|                         | g.l. | F-valor | p-valor           | g.l.            | F-valor | p-valor       |
| Riqueza                 | 1    | 0.79    | 0.37              | 1               | 12.21   | <b>0.0005</b> |
| Diversidad              | 1    | 0.20    | 0.66              | 1               | 11.05   | <b>0.0009</b> |
| Riqueza funcional       | 1    | 0.10    | 0.76              | 1               | 2.70    | 0.10          |
| Divergencia funcional   | 1    | 1.11    | 0.29              | 1               | 8.03    | <b>0.005</b>  |
| Equitatividad funcional | 1    | 0.05    | 0.82              | 1               | 0.43    | 0.51          |
| Dispersión funcional    | 1    | 22.9    | <b>&lt;0.0001</b> | 1               | 10.45   | <b>0.001</b>  |

**Tabla A2.2.** Modelos univariados para seleccionar entre las variables cobertura y densidad de arbustos que mejor explican la variación en la diversidad funcional y taxonómica de aves. La variable que genera el modelo con menor valor de AICc fue incluida en el modelo global para inferencias. En negrita se resalta la variable seleccionada para el modelo global.

| Variable respuesta      | Variable explicativa      | AICc    | $\Delta AICc$ | Wi   |
|-------------------------|---------------------------|---------|---------------|------|
| Riqueza                 | <b>Cobertura arbustos</b> | 2002.8  | 0             | 0.61 |
|                         | Densidad arbustos         | 2003.7  | 0.92          | 0.39 |
| Diversidad              | <b>Densidad arbustos</b>  | 2010.7  | 0             | 0.57 |
|                         | Cobertura arbustos        | 2011.2  | 0.53          | 0.43 |
| Riqueza funcional       | <b>Cobertura arbustos</b> | -1063.1 | 0             | 0.87 |
|                         | Densidad arbustos         | -1059.4 | 3.74          | 0.13 |
| Divergencia funcional   | <b>Densidad arbustos</b>  | -1359.3 | 0             | 0.66 |
|                         | Cobertura arbustos        | -1358.0 | 1.33          | 0.34 |
| Equitatividad funcional | <b>Densidad arbustos</b>  | -1345.3 | 0             | 0.98 |
|                         | Cobertura arbustos        | -1337.0 | 8.27          | 0.02 |
| Dispersión funcional    | <b>Cobertura arbustos</b> | -1953.4 | 0             | 0.8  |
|                         | Densidad arbustos         | -1950.7 | 2.77          | 0.2  |

**Table A2.3.** Comparación de modelos univariados para evaluar la relación no lineal de la intensidad de pastoreo (IP) con la diversidad funcional y taxonómica de aves. En aquellos casos donde el término cuadrático mejoró la relación, fue incorporado al modelo global para probar su significancia e inferencia. En negrita se resalta los términos seleccionada para el modelo global.

| Variable respuesta      | Variable explicativa       | AICc    | $\Delta AICc$ | Wi   |
|-------------------------|----------------------------|---------|---------------|------|
| Riqueza                 | <b>IP + IP<sup>2</sup></b> | 2000.9  | 0             | 0.68 |
|                         | IP                         | 2002.4  | 1.53          | 0.32 |
| Diversidad              | <b>IP + IP<sup>2</sup></b> | 2009.9  | 0             | 0.65 |
|                         | IP                         | 2011.2  | 1.23          | 0.35 |
| Riqueza funcional       | <b>IP</b>                  | -1057.8 | 0             | 0.98 |
|                         | IP + IP <sup>2</sup>       | -1049.8 | 8             | 0.02 |
| Divergencia funcional   | <b>IP</b>                  | -1325.1 | 0             | 0.99 |
|                         | IP + IP <sup>2</sup>       | -1311.9 | 13.18         | 0.01 |
| Equitatividad funcional | <b>IP</b>                  | -1333.2 | 0             | 0.58 |
|                         | IP + IP <sup>2</sup>       | -1332.5 | 0.66          | 0.42 |
| Dispersión funcional    | <b>IP</b>                  | -1961.8 | 0             | 0.73 |
|                         | IP + IP <sup>2</sup>       | -1959.8 | 2.04          | 0.26 |

**Tabla A2.4.** Lista de especies registradas durante el estudio.

| <b>Familia</b> | <b>Especie</b>                        | <b>Nombre común</b>      |
|----------------|---------------------------------------|--------------------------|
| Rheidae        | <i>Rhea americana</i>                 | Ñandú                    |
| Tinamidae      | <i>Rhynchotus rufescens</i>           | Colorada                 |
|                | <i>Nothura maculosa</i>               | Inambú campestre         |
| Cracidae       | <i>Ortalis canicollis</i>             | Charata                  |
| Columbidae     | <i>Patagioenas picazuro</i>           | Paloma picazuró          |
|                | <i>Patagioenas maculosa</i>           | Paloma manchada          |
|                | <i>Leptotila verreauxi</i>            | Yerutí gris              |
|                | <i>Zenaida auriculata</i>             | Torcaza                  |
|                | <i>Columbina picui</i>                | Torcacita picuí          |
| Cuculidae      | <i>Guira guira</i>                    | Pirincho                 |
|                | <i>Tapera naevia</i>                  | Crespín                  |
|                | <i>Coccyzua cinerea</i>               | Cuclillo chico           |
|                | <i>Coccyzus melacoryphus</i>          | Cuclillo canela          |
| Caprimulgidae  | <i>Chordeiles nacunda</i>             | Ñacundá                  |
| Trochilidae    | <i>Heliomaster furcifer</i>           | Picaflor de barbijo      |
|                | <i>Chlorostilbon lucidus</i>          | Picaflor verde           |
|                | <i>Hylocharis chrysura</i>            | Picaflor bronceado       |
| Charadriidae   | <i>Vanellus chilensis</i>             | Tero                     |
| Scolopacidae   | <i>Bartramia longicauda</i>           | Batitú                   |
|                | <i>Gallinago paraguaiae</i>           | Becasina de bañado       |
| Ardeidae       | <i>Bubulcus ibis</i>                  | Garcita bueyera          |
|                | <i>Syrigma sibilatrix</i>             | Chiflón                  |
| Cathartidae    | <i>Coragyps atratus</i>               | Jote cabeza negra        |
| Accipitridae   | <i>Accipiter striatus</i>             | Esparvero estriado       |
|                | <i>Buteogallus meridionalis</i>       | Aguilucho colorado       |
|                | <i>Rupornis magnirostris</i>          | Taguató                  |
| Strigidae      | <i>Athene cunicularia</i>             | Lechicita vizcachera     |
| Picidae        | <i>Picumnus cirratus</i>              | Carpinterito barrado     |
|                | <i>Melanerpes candidus</i>            | Carpintero blanco        |
|                | <i>Melanerpes cactorum</i>            | Carpintero del cardón    |
|                | <i>Dryobates mixtus</i>               | Carpintero bataraz chico |
|                | <i>Campephilus leucopogon</i>         | Carpintero lomo blanco   |
|                | <i>Colaptes melanochloros</i>         | Carpintero real          |
|                | <i>Colaptes campestris</i>            | Carpintero campestre     |
|                | <i>Caracara plancus</i>               | Carancho                 |
| Falconidae     | <i>Milvago chimango</i>               | Chimango                 |
|                | <i>Falco sparverius</i>               | Halconcito colorado      |
|                | <i>Falco femoralis</i>                | Halcón plomizo           |
| Psittacidae    | <i>Myiopsitta monachus</i>            | Cotorra                  |
| Thamnophilidae | <i>Taraba major</i>                   | Chororó                  |
|                | <i>Thamnophilus caeruleus</i>         | Choca corona negruzca    |
| Furnariidae    | <i>Campylorhamphus trochilrostris</i> | Picapalo colorado        |
|                | <i>Drymornis bridgesii</i>            | Chinchero grande         |

|              |                                          |                        |
|--------------|------------------------------------------|------------------------|
|              | <i>Lepidocolaptes angustirostris</i>     | Chinchero chico        |
|              | <i>Tarphononmus certhioides</i>          | Bandurrita chaqueña    |
|              | <i>Furnarius rufus</i>                   | Hornero                |
|              | <i>Syndactyla rufosuperciliata</i>       | Ticotico estriado      |
|              | <i>Leptasthenura platensis</i>           | Coludito copetón       |
|              | <i>Phacellodomus sibilatrix</i>          | Espinero chico         |
|              | <i>Phacellodomus ruber</i>               | Espinero grande        |
|              | <i>Anumbius annumbi</i>                  | Leñatero               |
|              | <i>Coryphistera alaudina</i>             | Crestudo               |
|              | <i>Asthenes baeri</i>                    | Canastero chaqueño     |
|              | <i>Cranioleuca pyrrhophia</i>            | Curutié blanco         |
|              | <i>Pseudoseisura lophotes</i>            | Cacholote castaño      |
|              | <i>Schoeniophylax phryganophilus</i>     | Chotoy                 |
|              | <i>Synallaxis albescens</i>              | Pijuí cola parda       |
|              | <i>Synallaxis frontalis</i>              | Pijuí frente gris      |
| Tityridae    | <i>Xenopsaris albinucha</i>              | Tijerilla              |
|              | <i>Pachyramphus polychopterus</i>        | Anambé negro           |
| Tyrannidae   | <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>    | Mosqueta ojo dorado    |
|              | <i>Euscarthmus meloryphus</i>            | Barullero              |
|              | <i>Camptostoma obsoletum</i>             | Piojito silbón         |
|              | <i>Elaenia spectabilis</i>               | Fiofío grande          |
|              | <i>Elaenia parvirostris</i>              | Fiofío pico corto      |
|              | <i>Suiriri suiriri</i>                   | Suirirí gris           |
|              | <i>Serpophaga subcristata</i>            | Piojito tiquitiqui     |
|              | <i>Serpophaga griseicapilla</i>          | Piojito trinador       |
|              | <i>Pitangus sulphuratus</i>              | Benteveo               |
|              | <i>Machetornis rixosa</i>                | Picabuey               |
|              | <i>Myiodynastes maculatus</i>            | Benteveo rayado        |
|              | <i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i> | Tuquito gris           |
|              | <i>Tyrannus melancholicus</i>            | Suirirí real           |
|              | <i>Tyrannus savana</i>                   | Tijereta               |
|              | <i>Casiornis rufus</i>                   | Burlisto castaño       |
|              | <i>Myiarchus swainsoni</i>               | Burlisto pico canela   |
|              | <i>Myiophobus fasciatus</i>              | Mosqueta estriada      |
|              | <i>Sublegatus modestus</i>               | Suirirí pico corto     |
|              | <i>Pyrocephalus rubinus</i>              | Churrinche             |
|              | <i>Knipolegus cyanirostris</i>           | Viudita Pico Celeste   |
|              | <i>Satrapa icterophrys</i>               | Suirirí amarillo       |
|              | <i>Xolmis irupero</i>                    | Monjita blanca         |
|              | <i>Nengetus cinereus</i>                 | Monjita gris           |
|              | <i>Lathrotriccus euleri</i>              | Mosqueta parda         |
| Vireonidae   | <i>Cyclarhis gujanensis</i>              | Juan chiviro           |
|              | <i>Vireo chivi</i>                       | Chiví común            |
| Hirundinidae | <i>Progne tapera</i>                     | Golondrina parda       |
|              | <i>Progne chalybea</i>                   | Golondrina doméstica   |
|              | <i>Tachycineta leucorrhoa</i>            | Golondrina ceja blanca |

|                |                                  |                           |
|----------------|----------------------------------|---------------------------|
| Troglodytidae  | <i>Troglodytes aedon</i>         | Ratona                    |
| Poliophtilidae | <i>Poliophtila dumicola</i>      | Tacuarita azul            |
| Turdidae       | <i>Turdus rufiventris</i>        | Zorzal colorado           |
|                | <i>Turdus amaurochalinus</i>     | Zorzal chalchalero        |
| Mimidae        | <i>Mimus saturninus</i>          | Calandria grande          |
| Motacillidae   | <i>Anthus lutescens</i>          | Cachirla chica            |
|                | <i>Anthus hellmayri</i>          | Cachirla pálida           |
| Fringillidae   | <i>Spinus magellanicus</i>       | Cabecita negra            |
| Passerellidae  | <i>Rhynchospiza strigiceps</i>   | Cachilo de corona castaña |
|                | <i>Ammodramus humeralis</i>      | Cachilo ceja amarilla     |
|                | <i>Zonotrichia capensis</i>      | Chingolo                  |
| Icteridae      | <i>Leistes superciliaris</i>     | Pecho colorado            |
|                | <i>Icterus pyrrhopterus</i>      | Boyerito                  |
|                | <i>Molothrus rufoaxillaris</i>   | Tordo pico corto          |
|                | <i>Molothrus bonariensis</i>     | Tordo renegrado           |
|                | <i>Agelaioides badius</i>        | Tordo músico              |
|                | <i>Pseudoleistes virescens</i>   | Pecho amarillo            |
| Parulidae      | <i>Geothlypis velata</i>         | Arañero cara negra        |
|                | <i>Setophaga pitiauyumi</i>      | Pitiauyumí                |
| Cardinalidae   | <i>Piranga flava</i>             | Fueguero                  |
|                | <i>Cyanoloxia brissonii</i>      | Reinamora grande          |
| Thraupidae     | <i>Sicalis flaveola</i>          | Jilguero                  |
|                | <i>Sicalis luteola</i>           | Misto                     |
|                | <i>Coryphospingus cucullatus</i> | Brasita de fuego          |
|                | <i>Sporophila caerulea</i>       | Corbatita                 |
|                | <i>Saltatricula multicolor</i>   | Pepitero chico            |
|                | <i>Saltator coerulescens</i>     | Pepitero gris             |
|                | <i>Saltator similis</i>          | Pepitero verdoso          |
|                | <i>Saltator aurantirostris</i>   | Pepitero de collar        |
|                | <i>Embernagra platensis</i>      | Verdón                    |
|                | <i>Pospiza nigrorufa</i>         | Sietevestidos pampeano    |
|                | <i>Microspingus melanoleucus</i> | Monterita cabeza negra    |
|                | <i>Diuca diuca</i>               | Diuca                     |
|                | <i>Gubernatrix cristata</i>      | Cardenal amarillo         |
|                | <i>Paroaria coronata</i>         | Cardenal Copete Rojo      |
|                | <i>Thraupis sayaca</i>           | Celestino                 |

---

**Tabla A2.5.** Correlación de las variables de estructura de la vegetación y la intensidad de pastoreo con los tres primeros ejes del PCA (eigenvalues = 1.93, 1.29 y 1.18; % de varianza = 27.54, 18.47, y 16.81, respectivamente) para describir la estructura del bosque a lo largo de un gradiente de intensidad de pastoreo, en el bosque del Espinal de Entre Ríos.

| <b>Variable</b>        | <b>PCA 1</b> | <b>PCA 2</b> | <b>PCA 3</b> |
|------------------------|--------------|--------------|--------------|
| Cobertura dosel        | 0.871        | 0.154        | 0.207        |
| Densidad de árboles    | 0.793        | 0.017        | 0.153        |
| DAP                    | 0.268        | 0.645        | 0.008        |
| Cobertura arbustos     | 0.268        | -0.496       | 0.629        |
| Cobertura herbácea     | -0.382       | 0.195        | 0.762        |
| Suelo desnudo          | 0.467        | -0.471       | -0.357       |
| Intensidad de pastoreo | 0.182        | 0.589        | -0.076       |

**Tabla A2.6.** Eigenvalues de las variables de la estructura de la vegetación, la intensidad de pastoreo y los rasgos funcionales de las aves para los dos primeros ejes de ordenación del análisis RLQ. En negrita se muestran las correlaciones significativas entre las covariables o rasgos funcionales con algún eje del RLQ.

|                           |                    | Eje 1      |                  | Eje 2      |              |
|---------------------------|--------------------|------------|------------------|------------|--------------|
|                           |                    | Eigenvalue | p-valor          | Eigenvalue | p-valor      |
| <i>Variables</i>          |                    |            |                  |            |              |
| Cobertura dosel           |                    | -0.99      | <b>&lt;0.001</b> | -0.01      | 0.604        |
| Densidad árboles          |                    | -0.97      | <b>&lt;0.001</b> | -0.0001    | 0.936        |
| DAP                       |                    | -0.51      | 0.065            | -0.25      | <b>0.037</b> |
| Densidad arbustos         |                    | -0.90      | <b>&lt;0.001</b> | 0.09       | <b>0.039</b> |
| Cobertura herbácea        |                    | 0.79       | <b>0.003</b>     | 0.15       | <b>0.028</b> |
| Suelo desnudo             |                    | -0.88      | <b>&lt;0.001</b> | -0.0003    | 0.919        |
| Intensidad pastoreo       |                    | -0.04      | 0.813            | -0.33      | 0.069        |
| <i>Rasgos funcionales</i> |                    |            |                  |            |              |
| Masa corporal             |                    | 0.89       | 0.454            | -0.03      | 0.875        |
| Dieta                     | Invertebrados      | 0.94       | 0.161            | 0.004      | 0.907        |
|                           | Vertebrados        | 0.86       | 0.268            | -0.02      | 0.875        |
|                           | Carroña            | 0.62       | 0.565            | -0.001     | 0.969        |
|                           | Semillas           | -0.36      | 0.678            | 0.005      | 0.949        |
|                           | Frutas             | -0.99      | <b>0.001</b>     | -0.0004    | 0.949        |
|                           | Néctar             | -0.68      | 0.565            | -0.12      | 0.638        |
|                           | Plantas            | -0.61      | 0.875            | 0.14       | 0.877        |
|                           | Agua               | 0.87       | 0.238            | -0.08      | 0.565        |
|                           | Suelo              | 0.98       | <b>0.001</b>     | 0.01       | 0.638        |
|                           | Sotobosque         | -0.91      | 0.109            | 0.09       | 0.565        |
| Estrato de alimentación   | Medio-alto         | -0.94      | <b>0.017</b>     | -0.04      | 0.565        |
|                           | Dosel              | -0.80      | 0.068            | -0.17      | 0.238        |
|                           | Aéreo              | 0.85       | 0.491            | -0.02      | 0.875        |
| Tamaño nidada             |                    | 0.96       | 0.138            | -0.004     | 0.884        |
| Sitio de nidificación     | Árboles            | -0.88      | <b>0.041</b>     | -0.05      | 0.565        |
|                           | Arbustos           | -0.89      | <b>0.005</b>     | 0.09       | 0.312        |
|                           | Suelo              | 0.85       | 0.062            | 0.07       | 0.565        |
|                           | Cavidades          | 0.76       | 0.164            | -0.12      | 0.491        |
|                           | Otras especies     | 0.72       | 0.352            | -0.11      | 0.566        |
|                           | Parasitismo        | 0.39       | 0.877            | 0.18       | 0.877        |
|                           | Construcciones     | 0.90       | 0.238            | -0.08      | 0.603        |
|                           | Bosque             | -0.97      | <b>0.001</b>     | -0.01      | 0.638        |
| Hábitat                   | Sabana             | 0.91       | 0.138            | -0.07      | 0.578        |
|                           | Pastizal           | 0.97       | <b>0.001</b>     | 0.00002    | 0.982        |
|                           | Matorral arbustivo | -0.87      | 0.246            | 0.10       | 0.578        |
|                           | Áreas rurales      | 0.97       | <b>0.001</b>     | -0.02      | 0.565        |
|                           | Áreas urbanas      | -0.46      | 0.609            | -0.27      | 0.565        |
|                           | Ribereño           | -0.91      | 0.071            | -0.03      | 0.653        |

## Anexo 3

**Tabla A3.1.** Lista de aves registradas en un radio de 25 m y asignación al gremio estudiado, según el estrato (altura) utilizado en mayor proporción para alimentarse (suelo, sotobosque, estrato arbóreo, aéreo y varios estratos). Solo las aves que se alimentan en el suelo, el sotobosque y el estrato arbóreo fueron analizados en el estudio.

| Familia        | Nombre científico                    | Nombre común             | Gremio altura de alimentación |
|----------------|--------------------------------------|--------------------------|-------------------------------|
| Tinamidae      | <i>Nothura maculosa</i>              | Inambú campestre         | Suelo                         |
| Cracidae       | <i>Ortalis canicollis</i>            | Charata                  | Estrato arbóreo               |
| Columbidae     | <i>Patagioenas picazuro</i>          | Paloma picazuró          | Varios                        |
|                | <i>Patagioenas maculosa</i>          | Paloma manchada          | Suelo                         |
|                | <i>Leptotila verreauxi</i>           | Yerutí gris              | Suelo                         |
|                | <i>Zenaida auriculata</i>            | Torcaza                  | Suelo                         |
|                | <i>Columbina picui</i>               | Torzacita picuí          | Suelo                         |
|                | <i>Guira guira</i>                   | Pirincho                 | Suelo                         |
| Cuculidae      | <i>Tapera naevia</i>                 | Crespín                  | Suelo                         |
|                | <i>Coccyua cinerea</i>               | Cuclillo chico           | Sotobosque                    |
|                | <i>Coccyzus melacoryphus</i>         | Cuclillo canela          | Sotobosque                    |
|                | <i>Heliomaster furcifer</i>          | Picaflor barbijo         | Estrato arbóreo               |
| Trochilidae    | <i>Chlorostilbon lucidus</i>         | Picaflor verde           | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Hylocharis chrysura</i>           | Picaflor bronceado       | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Vanellus chilensis</i>            | Tero                     | Suelo                         |
| Charadriidae   | <i>Vanellus chilensis</i>            | Tero                     | Suelo                         |
| Accipitridae   | <i>Accipiter striatus</i>            | Esparvero estriado       | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Buteogallus meridionalis</i>      | Aguilucho colorado       | Suelo                         |
| Picidae        | <i>Picumnus cirratus</i>             | Carpinterito barrado     | Sotobosque                    |
|                | <i>Melanerpes candidus</i>           | Carpintero blanco        | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Melanerpes cactorum</i>           | Carpintero del cardón    | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Dryobates mixtus</i>              | Carpintero bataraz chico | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Colaptes melanochloros</i>        | Carpintero real          | Suelo                         |
|                | <i>Colaptes campestris</i>           | Carpintero campestre     | Suelo                         |
|                | <i>Caracara plancus</i>              | Carancho                 | Suelo                         |
| Falconidae     | <i>Caracara plancus</i>              | Carancho                 | Suelo                         |
| Psittacidae    | <i>Myiopsitta monachus</i>           | Cotorra                  | Estrato arbóreo               |
| Thamnophilidae | <i>Taraba major</i>                  | Chororó                  | Suelo                         |
|                | <i>Thamnophilus caerulescens</i>     | Choca corona negruzca    | Sotobosque                    |
|                | <i>Drymornis bridgesii</i>           | Chinchero grande         | Suelo                         |
| Furnariidae    | <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> | Chinchero chico          | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Tarphononmus certhioides</i>      | Bandurrita chaqueña      | Suelo                         |
|                | <i>Furnarius rufus</i>               | Hornero                  | Suelo                         |
|                | <i>Leptasthenura platensis</i>       | Coludito copetón         | Estrato arbóreo               |
|                | <i>Phacellodomus sibilatrix</i>      | Espinero chico           | Sotobosque                    |
|                | <i>Anumbius annumbi</i>              | Leñatero                 | Suelo                         |
|                | <i>Coryphistera alaudina</i>         | Crestudo                 | Suelo                         |
|                | <i>Asthenes baeri</i>                | Canastero chaqueño       | Sotobosque                    |
|                | <i>Cranioleuca pyrrhophia</i>        | Curutié blanco           | Estrato arbóreo               |
|                |                                      |                          |                               |

|                |                                          |                       |                 |
|----------------|------------------------------------------|-----------------------|-----------------|
|                | <i>Pseudoseisura lophotes</i>            | Cacholote castaño     | Suelo           |
|                | <i>Schoeniophylax phryganophilus</i>     | Chotoy                | Suelo           |
|                | <i>Synallaxis albescens</i>              | Pijuí cola parda      | Sotobosque      |
|                | <i>Synallaxis frontalis</i>              | Pijuí frente gris     | Sotobosque      |
| Tityridae      | <i>Xenopsaris albinucha</i>              | Tijerilla             | Suelo           |
|                | <i>Pachyramphus polychopterus</i>        | Anambé negro          | Estrato arbóreo |
| Tyrannidae     | <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>    | Mosqueta ojo dorado   | Estrato arbóreo |
|                | <i>Euscarthmus meloryphus</i>            | Barullero             | Sotobosque      |
|                | <i>Camptostoma obsoletum</i>             | Piojito silbón        | Estrato arbóreo |
|                | <i>Elaenia spectabilis</i>               | Fiofío grande         | Estrato arbóreo |
|                | <i>Elaenia parvirostris</i>              | Fiofío pico corto     | Estrato arbóreo |
|                | <i>Suiriri suiriri</i>                   | Suirirí gris          | Estrato arbóreo |
|                | <i>Serpophaga subcristata</i>            | Piojito tiquitiqui    | Estrato arbóreo |
|                | <i>Serpophaga griseicapilla</i>          | Piojito trinador      | Estrato arbóreo |
|                | <i>Pitangus sulphuratus</i>              | Benteveo              | Suelo           |
|                | <i>Machetornis rixosa</i>                | Picabuey              | Suelo           |
|                | <i>Myiodynastes maculatus</i>            | Benteveo rayado       | Estrato arbóreo |
|                | <i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i> | Tuquito gris          | Estrato arbóreo |
|                | <i>Tyrannus melancholicus</i>            | Suirirí real          | Estrato arbóreo |
|                | <i>Tyrannus savana</i>                   | Tijereta              | Varios          |
|                | <i>Casiornis rufus</i>                   | Burlisto castaño      | Estrato arbóreo |
|                | <i>Myiarchus swainsoni</i>               | Burlisto pico canela  | Estrato arbóreo |
|                | <i>Myiophobus fasciatus</i>              | Mosqueta estriada     | Sotobosque      |
|                | <i>Sublegatus modestus</i>               | Suirirí pico corto    | Estrato arbóreo |
|                | <i>Pyrocephalus rubinus</i>              | Churrinche            | Estrato arbóreo |
|                | <i>Xolmis irupero</i>                    | Monjita blanca        | Suelo           |
|                | <i>Nengetus cinereus</i>                 | Monjita gris          | Suelo           |
|                | <i>Lathrotriccus euleri</i>              | Mosqueta parda        | Sotobosque      |
| Vireonidae     | <i>Cyclarhis gujanensis</i>              | Juan chiviro          | Estrato arbóreo |
| Hirundinidae   | <i>Progne tapera</i>                     | Golondrina parda      | Aéreo           |
| Troglodytidae  | <i>Troglodytes aedon</i>                 | Ratona                | Sotobosque      |
| Poliophtilidae | <i>Poliophtila dumicola</i>              | Tacuarita azul        | Estrato arbóreo |
| Turdidae       | <i>Turdus rufiventris</i>                | Zorzal colorado       | Suelo           |
|                | <i>Turdus amaurochalinus</i>             | Zorzal chalchalero    | Estrato arbóreo |
| Mimidae        | <i>Mimus saturninus</i>                  | Calandria Grande      | Suelo           |
| Motacillidae   | <i>Anthus lutescens</i>                  | Cachirla chica        | Suelo           |
|                | <i>Anthus hellmayri</i>                  | Cachirla pálida       | Suelo           |
| Fringillidae   | <i>Spinus magellanicus</i>               | Cabecita negra        | Varios          |
| Passerellidae  | <i>Ammodramus humeralis</i>              | Cachilo ceja amarilla | Suelo           |
|                | <i>Zonotrichia capensis</i>              | Chingolo              | Suelo           |
| Icteridae      | <i>Icterus pyrrhopterus</i>              | Boyerito              | Estrato arbóreo |
|                | <i>Molothrus rufoaxillaris</i>           | Tordo pico corto      | Suelo           |
|                | <i>Molothrus bonariensis</i>             | Tordo renegrido       | Suelo           |
|                | <i>Agelaioides badius</i>                | Tordo músico          | Suelo           |
| Parulidae      | <i>Geothlypis velata</i>                 | Arañero cara negra    | Sotobosque      |
|                | <i>Setophaga pitaiayumi</i>              | Pitaiayumí            | Estrato arbóreo |

|              |                                  |                        |                 |
|--------------|----------------------------------|------------------------|-----------------|
| Cardinalidae | <i>Piranga flava</i>             | Fueguero               | Estrato arbóreo |
|              | <i>Cyanoloxia brissonii</i>      | Reinamora grande       | Suelo           |
| Thraupidae   | <i>Sicalis flaveola</i>          | Jilguero               | Suelo           |
|              | <i>Sicalis luteola</i>           | Misto                  | Suelo           |
|              | <i>Coryphospingus cucullatus</i> | Brasita de fuego       | Sotobosque      |
|              | <i>Sporophila caerulescens</i>   | Corbatita              | Suelo           |
|              | <i>Saltator coerulescens</i>     | Pepitero gris          | Sotobosque      |
|              | <i>Saltator similis</i>          | Pepitero verdoso       | Sotobosque      |
|              | <i>Saltator aurantirostris</i>   | Pepitero de collar     | Sotobosque      |
|              | <i>Microspingus melanoleucus</i> | Monterita cabeza negra | Suelo           |
|              | <i>Diuca diuca</i>               | Diuca                  | Suelo           |
|              | <i>Paroaria coronata</i>         | Cardenal Copete Rojo   | Suelo           |
|              | <i>Thraupis sayaca</i>           | Celestino              | Estrato arbóreo |

**Tabla A3.2.** Resultado de los GLMMs para evaluar el efecto de la condición del bosque, el momento del día (mañana vs. tarde) y el año de muestreo sobre la riqueza y abundancia de gremios de aves.

| Variable respuesta |                 | Variable explicativa | g.l. | F-valor | p-valor           |
|--------------------|-----------------|----------------------|------|---------|-------------------|
| Riqueza            | Suelo           | Condición del bosque | 2    | 18.04   | <b>0.0001</b>     |
|                    |                 | Momento del día      | 1    | 1.90    | 0.17              |
|                    |                 | Año                  | 1    | 0.47    | 0.49              |
|                    | Sotobosque      | Condición del bosque | 2    | 16.63   | <b>0.0002</b>     |
|                    |                 | Momento del día      | 1    | 7.35    | <b>0.007</b>      |
|                    |                 | Año                  | 1    | 4.65    | <b>0.03</b>       |
|                    | Estrato arbóreo | Condición del bosque | 2    | 24.00   | <b>&lt;0.0001</b> |
|                    |                 | Momento del día      | 1    | 5.37    | <b>0.02</b>       |
|                    |                 | Año                  | 1    | 6.29    | <b>0.01</b>       |
| Abundancia         | Suelo           | Condición del bosque | 2    | 19.36   | <b>&lt;0.0001</b> |
|                    |                 | Momento del día      | 1    | 3.50    | 0.06              |
|                    |                 | Año                  | 1    | 0.09    | 0.77              |
|                    | Sotobosque      | Condición del bosque | 2    | 13.77   | <b>0.001</b>      |
|                    |                 | Momento del día      | 1    | 8.47    | <b>0.004</b>      |
|                    |                 | Año                  | 1    | 3.96    | <b>0.047</b>      |
|                    | Estrato arbóreo | Condición del bosque | 2    | 24.69   | <b>&lt;0.0001</b> |
|                    |                 | Momento del día      | 1    | 5.45    | <b>0.02</b>       |
|                    |                 | Año                  | 1    | 4.36    | <b>0.037</b>      |

**Tabla A3.3.** Descripción de los clústeres obtenidos por el análisis de Conglomerados Jerárquicos sobre Componentes Principales (HCPC) para caracterizar las condiciones del bosque resultantes de las actividades ganaderas. Solo aquellas variables significativas ( $p < 0.05$ ) para la definición de un clúster dado fueron reportadas. Los valores de V-test están asociados con el p-valor y su signo indican si la variable esta sobre o sub representada en el clúster. Se reportan los valores medios  $\pm$  desvío estándar (DS) de cada variable para cada clúster y los valores medios  $\pm$  DS de cada variable para todo el set de datos (media global).

| Clúster                       | Variable           | V-test | Media $\pm$ DS    | Media global $\pm$ DS | p-valor* |
|-------------------------------|--------------------|--------|-------------------|-----------------------|----------|
| Áreas Abiertas<br>(N = 24)    | DAP                | -8.00  | 0.27 $\pm$ 1.29   | 10.65 $\pm$ 6.85      | <0.0001  |
|                               | Altura árbol       | -10.94 | 0.14 $\pm$ 0.68   | 3.60 $\pm$ 1.67       | <0.0001  |
|                               | Área basal         | -2.42  | 0.02 $\pm$ 0.07   | 0.63 $\pm$ 1.34       | 0.016    |
|                               | Cobertura dosel    | -7.18  | 0.12 $\pm$ 0.60   | 30.11 $\pm$ 22.02     | <0.0001  |
|                               | Riqueza árboles    | -4.73  | 0.04 $\pm$ 0.20   | 2.05 $\pm$ 1.50       | <0.0001  |
|                               | Densidad árboles   | -3.54  | 0.001 $\pm$ 0.001 | 0.02 $\pm$ 0.03       | 0.0004   |
|                               | Riqueza arbustos   | -3.35  | 0.50 $\pm$ 0.93   | 1.19 $\pm$ 1.27       | 0.0008   |
| Bosque denso<br>(N = 38)      | Altura árbol       | 2.92   | 4.29 $\pm$ 1.27   | 3.60 $\pm$ 1.67       | 0.003    |
|                               | Riqueza árboles    | 8.25   | 3.05 $\pm$ 1.69   | 2.05 $\pm$ 1.50       | <0.0001  |
|                               | Área basal         | 3.03   | 1.21 $\pm$ 2.38   | 0.63 $\pm$ 1.34       | 0.002    |
|                               | Cobertura dosel    | 5.03   | 45.95 $\pm$ 22.59 | 30.11 $\pm$ 22.02     | <0.0001  |
|                               | Densidad árboles   | 6.59   | 0.06 $\pm$ 0.05   | 0.02 $\pm$ 0.03       | <0.0001  |
|                               | Riqueza arbustos   | 9.19   | 2.24 $\pm$ 1.42   | 1.19 $\pm$ 1.27       | <0.0001  |
|                               | Densidad arbustos  | 8.95   | 0.29 $\pm$ 0.17   | 0.10 $\pm$ 0.14       | <0.0001  |
|                               | Cobertura arbustos | 7.21   | 35.68 $\pm$ 23.17 | 14.59 $\pm$ 20.45     | <0.0001  |
| Bosque<br>maduro<br>(N = 106) | Suelo desnudo      | 2.05   | 2.60 $\pm$ 2.31   | 2.31 $\pm$ 0.99       | 0.041    |
|                               | DAP                | 6.02   | 13.09 $\pm$ 5.67  | 10.65 $\pm$ 6.85      | <0.0001  |
|                               | Altura árboles     | 5.40   | 4.13 $\pm$ 0.75   | 3.60 $\pm$ 1.67       | <0.0001  |
|                               | Riqueza árboles    | -3.72  | 2.15 $\pm$ 1.12   | 2.05 $\pm$ 1.50       | 0.0002   |
|                               | Densidad árboles   | -3.15  | 0.02 $\pm$ 0.02   | 0.02 $\pm$ 0.03       | 0.002    |
|                               | Riqueza arbustos   | -5.54  | 0.97 $\pm$ 1.05   | 1.19 $\pm$ 1.27       | <0.0001  |
|                               | Cobertura arbustos | -5.77  | 7.60 $\pm$ 11.55  | 14.59 $\pm$ 20.45     | <0.0001  |
|                               | Densidad arbustos  | -6.39  | 0.05 $\pm$ 0.05   | 0.10 $\pm$ 0.14       | <0.0001  |

\* Para evaluar si la media de un clúster dado es igual a la media global.

**Tabla A3.4.** Scores de las especies de aves en cada eje de ordenamiento del NMDS y el grado de significancia de la correlación entre cada especie y el score del eje, evaluado por 999 permutaciones. En negrita se muestran especies con un p-valor significativo ( $p < 0.05$ ).

| Especie                              | Código | NMDS1  | NMDS2  | NMDS3  | R <sup>2</sup> | p-valor      |
|--------------------------------------|--------|--------|--------|--------|----------------|--------------|
| <i>Nothura maculosa</i>              | NOTMAC | 0.189  | -0.148 | -0.026 | 0.06           | <b>0.014</b> |
| <i>Ortalis canicollis</i>            | ORTCAN | -0.087 | 0.031  | -0.102 | 0.02           | 0.34         |
| <i>Patagioenas picazuro</i>          | PATPIC | -0.316 | 0.032  | 0.086  | 0.11           | <b>0.001</b> |
| <i>Patagioenas maculosa</i>          | PATMAC | -0.119 | 0.195  | -0.052 | 0.05           | <b>0.018</b> |
| <i>Leptotila verreauxi</i>           | LEPVER | -0.481 | -0.212 | 0.269  | 0.35           | <b>0.001</b> |
| <i>Zenaida auriculata</i>            | ZENAU  | -0.306 | 0.066  | 0.167  | 0.13           | <b>0.001</b> |
| <i>Columbina picui</i>               | COLPIC | -0.228 | -0.014 | 0.055  | 0.06           | <b>0.017</b> |
| <i>Guira guira</i>                   | GUIGUI | -0.071 | 0.031  | -0.03  | 0.01           | 0.807        |
| <i>Tapera naevia</i>                 | TAPNAE | -0.016 | -0.152 | 0.09   | 0.03           | <b>0.049</b> |
| <i>Coccyua cinerea</i>               | COCCIN | -0.047 | 0.124  | -0.06  | 0.02           | 0.404        |
| <i>Coccyzus melacoryphus</i>         | COCMEL | -0.266 | 0.071  | -0.11  | 0.09           | <b>0.003</b> |
| <i>Helimaster furcifer</i>           | HELFUR | -0.101 | -0.035 | -0.09  | 0.02           | 0.368        |
| <i>Chlorostilbon lucidus</i>         | CHLLUC | -0.137 | 0.07   | -0.011 | 0.02           | 0.269        |
| <i>Hylocharis chrysura</i>           | HYLCHR | -0.123 | -0.041 | -0.052 | 0.02           | 0.385        |
| <i>Vanellus chilensis</i>            | VANCHI | 0.046  | 0.184  | 0.065  | 0.04           | <b>0.044</b> |
| <i>Accipiter striatus</i>            | ACCSTR | -0.105 | 0.046  | 0.121  | 0.03           | 0.133        |
| <i>Buteogallus meridionalis</i>      | BUTMER | -0.121 | 0.046  | 0.026  | 0.02           | 0.443        |
| <i>Picumnus cirratus</i>             | PICCIR | -0.236 | -0.196 | 0.066  | 0.10           | <b>0.002</b> |
| <i>Melanerpes candidus</i>           | MELCAN | -0.024 | -0.033 | -0.076 | 0.01           | 0.932        |
| <i>Melanerpes cactorum</i>           | MELCAC | -0.21  | 0.237  | -0.161 | 0.13           | <b>0.001</b> |
| <i>Dryobates mixtus</i>              | DRYMIX | -0.077 | 0.044  | 0.143  | 0.03           | 0.187        |
| <i>Colaptes melanochloros</i>        | COLMEL | -0.125 | -0.135 | -0.236 | 0.09           | <b>0.002</b> |
| <i>Colaptes campestris</i>           | COLCAM | -0.019 | 0.141  | -0.11  | 0.03           | 0.143        |
| <i>Caracara plancus</i>              | CARPLA | -0.056 | 0.001  | -0.061 | 0.01           | 0.962        |
| <i>Myiopsitta monachus</i>           | MYIMON | -0.112 | 0.384  | -0.191 | 0.20           | <b>0.001</b> |
| <i>Taraba major</i>                  | TARMAJ | -0.3   | 0.057  | 0.027  | 0.09           | <b>0.001</b> |
| <i>Thamnophilus caeruleus</i>        | THACAE | -0.105 | 0.046  | 0.121  | 0.03           | 0.133        |
| <i>Drymornis bridgesii</i>           | DRYBRI | -0.039 | 0.658  | -0.082 | 0.44           | <b>0.001</b> |
| <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> | LEPANG | -0.299 | 0.301  | 0.137  | 0.20           | <b>0.001</b> |
| <i>Tarphonotus certhioides</i>       | TARCER | -0.119 | -0.137 | 0.124  | 0.05           | <b>0.028</b> |
| <i>Furnarius rufus</i>               | FURRUF | -0.29  | 0.364  | 0.032  | 0.22           | <b>0.001</b> |
| <i>Leptasthenura platensis</i>       | LEPPLA | 0.128  | 0.123  | 0.022  | 0.03           | 0.147        |
| <i>Phacellodomus sibilatrix</i>      | PHASIB | -0.1   | -0.03  | -0.148 | 0.03           | 0.136        |
| <i>Anumbius annumbi</i>              | ANUANN | 0.109  | 0.057  | 0.256  | 0.08           | <b>0.001</b> |
| <i>Coryphistera alaudina</i>         | CORALA | 0.013  | 0.248  | 0.103  | 0.07           | <b>0.001</b> |
| <i>Asthenes baeri</i>                | ASTBAE | 0.042  | 0.056  | 0.22   | 0.05           | <b>0.021</b> |
| <i>Craniolaema pyrrhophia</i>        | CRAPYR | -0.266 | 0.132  | 0.13   | 0.11           | <b>0.001</b> |
| <i>Pseudoseisura lophotes</i>        | PSELOP | -0.127 | -0.099 | 0.014  | 0.03           | 0.221        |
| <i>Schoeniophylax phryganophilus</i> | SCHPHR | -0.016 | 0.113  | 0.106  | 0.02           | 0.249        |
| <i>Synallaxis albescens</i>          | SYNALB | -0.129 | 0.125  | -0.078 | 0.04           | 0.094        |
| <i>Synallaxis frontalis</i>          | SYNFRO | -0.359 | -0.056 | 0.084  | 0.14           | <b>0.001</b> |

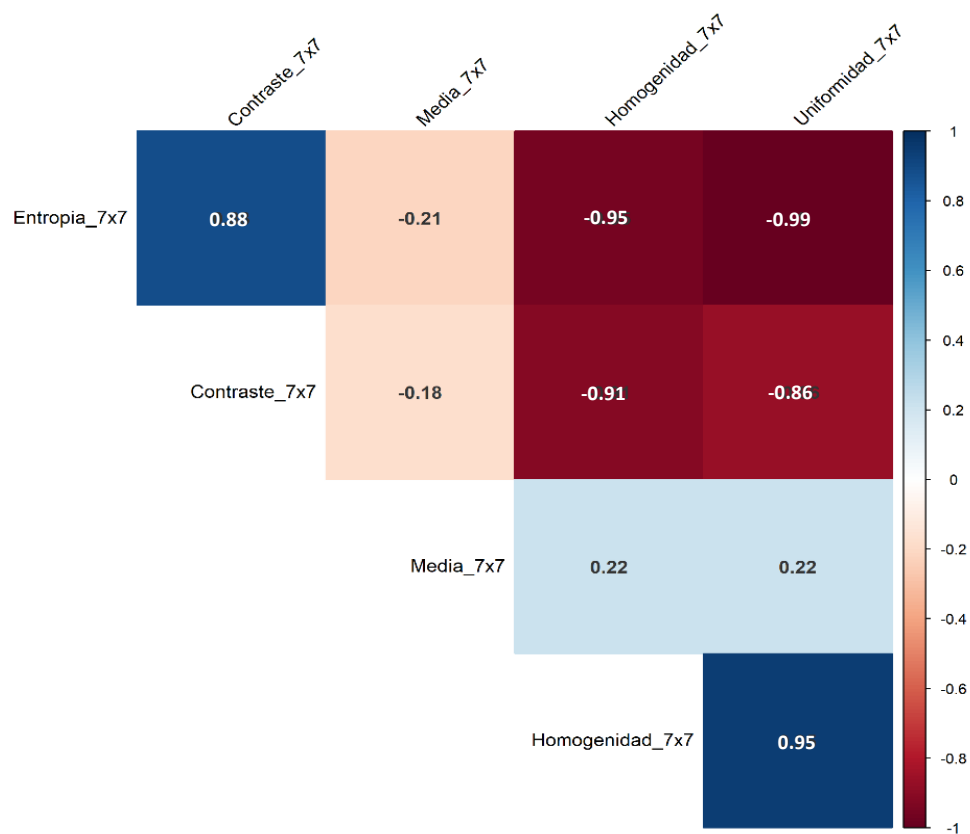
|                                          |        |        |        |        |      |              |
|------------------------------------------|--------|--------|--------|--------|------|--------------|
| <i>Xenopsaris albinucha</i>              | XENALB | -0.005 | 0.049  | -0.114 | 0.02 | 0.558        |
| <i>Pachyramphus polychopterus</i>        | PACPOL | -0.136 | 0.016  | 0.019  | 0.02 | 0.436        |
| <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>    | HEMMAR | -0.314 | -0.228 | 0.268  | 0.22 | <b>0.001</b> |
| <i>Euscarthmus meloryphus</i>            | EUSMEL | -0.142 | -0.063 | -0.016 | 0.02 | 0.244        |
| <i>Camptostoma obsoletum</i>             | CAMOB  | -0.072 | 0.097  | -0.024 | 0.02 | 0.488        |
| <i>Elaenia spectabilis</i>               | ELASPE | -0.064 | -0.231 | -0.059 | 0.06 | <b>0.012</b> |
| <i>Elaenia parvirostris</i>              | ELAPAR | -0.62  | -0.117 | 0.027  | 0.40 | <b>0.001</b> |
| <i>Suiriri suiriri</i>                   | SUISUI | -0.068 | 0.104  | -0.033 | 0.02 | 0.482        |
| <i>Serpophaga subcristata</i>            | SERSUB | -0.369 | -0.154 | -0.185 | 0.19 | <b>0.001</b> |
| <i>Serpophaga griseicapilla</i>          | SERGRI | 0.027  | -0.007 | 0.213  | 0.05 | <b>0.011</b> |
| <i>Pitangus sulphuratus</i>              | PITSUL | -0.089 | 0.049  | -0.235 | 0.07 | <b>0.011</b> |
| <i>Machetornis rixosa</i>                | MACRIX | -0.037 | 0.159  | -0.167 | 0.05 | <b>0.021</b> |
| <i>Myiodynastes maculatus</i>            | MYIMAC | -0.113 | 0.069  | -0.19  | 0.05 | <b>0.023</b> |
| <i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i> | EMPAUR | -0.189 | -0.007 | -0.186 | 0.07 | <b>0.007</b> |
| <i>Tyrannus melancholicus</i>            | TYRMEL | -0.141 | 0.134  | 0.086  | 0.05 | 0.054        |
| <i>Tyrannus savana</i>                   | TYRSAV | -0.048 | -0.127 | -0.166 | 0.05 | <b>0.045</b> |
| <i>Casiornis rufus</i>                   | CASRUF | -0.07  | -0.02  | -0.107 | 0.02 | 0.485        |
| <i>Myiarchus swainsoni</i>               | MYISWA | -0.033 | 0.071  | -0.226 | 0.06 | <b>0.027</b> |
| <i>Myiophobus fasciatus</i>              | MYIFAS | -0.191 | -0.093 | 0.155  | 0.07 | <b>0.002</b> |
| <i>Sublegatus modestus</i>               | SUBMOD | -0.079 | 0.187  | 0.135  | 0.06 | <b>0.018</b> |
| <i>Pyrocephalus rubinus</i>              | PYRRUB | 0.073  | 0.112  | -0.007 | 0.02 | 0.415        |
| <i>Xolmis irupero</i>                    | XOLIRU | 0.065  | -0.012 | -0.141 | 0.02 | 0.272        |
| <i>Nengetus cinereus</i>                 | NENCIN | 0.058  | 0.029  | 0.134  | 0.02 | 0.272        |
| <i>Lathrotriccus euleri</i>              | LATEUL | -0.128 | 0.026  | -0.084 | 0.02 | 0.248        |
| <i>Cyclarhis gujanensis</i>              | CYCGUJ | -0.358 | -0.065 | -0.15  | 0.15 | <b>0.001</b> |
| <i>Progne tapera</i>                     | PROTAP | -0.057 | 0.261  | -0.144 | 0.09 | <b>0.001</b> |
| <i>Troglodytes aedon</i>                 | TROAED | -0.031 | 0.174  | 0.063  | 0.04 | 0.11         |
| <i>Polioptila dumicola</i>               | POLDUM | -0.26  | -0.404 | 0.034  | 0.23 | <b>0.001</b> |
| <i>Turdus rufiventris</i>                | TURRUF | -0.24  | -0.028 | 0.065  | 0.06 | <b>0.015</b> |
| <i>Turdus amaurochalinus</i>             | TURAMA | -0.528 | -0.128 | 0.034  | 0.30 | <b>0.001</b> |
| <i>Mimus saturninus</i>                  | MIMSAT | 0.046  | 0.143  | -0.106 | 0.03 | 0.118        |
| <i>Anthus lutescens</i>                  | ANTLUT | 0.094  | -0.109 | 0.129  | 0.04 | <b>0.035</b> |
| <i>Anthus hellmayri</i>                  | ANTHEL | 0.094  | -0.109 | 0.129  | 0.04 | <b>0.035</b> |
| <i>Spinus magellanicus</i>               | SPIMAG | -0.054 | 0.166  | 0.006  | 0.03 | 0.076        |
| <i>Ammodramus humeralis</i>              | AMMHUM | 0.011  | -0.149 | 0.109  | 0.03 | 0.114        |
| <i>Zonotrichia capensis</i>              | ZONCAP | -0.409 | -0.132 | -0.608 | 0.55 | <b>0.001</b> |
| <i>Icterus pyrrhopterus</i>              | ICTPYR | -0.123 | 0.121  | 0.009  | 0.03 | 0.186        |
| <i>Molothrus rufoaxillaris</i>           | MOLRUF | -0.035 | 0.105  | 0.007  | 0.01 | 0.545        |
| <i>Molothrus bonariensis</i>             | MOLBON | -0.064 | 0.064  | 0.123  | 0.02 | 0.289        |
| <i>Agelaioides badius</i>                | AGEBAD | -0.257 | 0.098  | -0.07  | 0.08 | <b>0.002</b> |
| <i>Geothlypis velata</i>                 | GEOVEL | -0.181 | -0.037 | -0.103 | 0.04 | 0.055        |
| <i>Setophaga pitayumi</i>                | SETPIT | -0.174 | 0.045  | 0.13   | 0.05 | <b>0.02</b>  |
| <i>Piranga flava</i>                     | PIRFLA | -0.063 | -0.13  | -0.009 | 0.02 | 0.362        |
| <i>Cyanoloxia brissonii</i>              | CYABRI | -0.329 | -0.122 | 0.157  | 0.15 | <b>0.001</b> |
| <i>Sicalis flaveola</i>                  | SICFLA | 0.077  | 0.364  | 0.186  | 0.17 | <b>0.001</b> |

|                                  |        |        |        |        |      |              |
|----------------------------------|--------|--------|--------|--------|------|--------------|
| <i>Sicalis luteola</i>           | SICLUT | -0.013 | 0.028  | -0.159 | 0.03 | 0.222        |
| <i>Coryphospingus cucullatus</i> | CORCUC | -0.409 | -0.088 | 0.215  | 0.22 | <b>0.001</b> |
| <i>Sporophila caerulescens</i>   | SPOCAE | -0.122 | 0.117  | -0.059 | 0.03 | 0.144        |
| <i>Saltator coerulescens</i>     | SALCOE | -0.105 | 0.046  | 0.121  | 0.03 | 0.133        |
| <i>Saltator similis</i>          | SALSIM | -0.062 | -0.063 | 0.086  | 0.02 | 0.643        |
| <i>Saltator aurantiirostris</i>  | SALAUT | -0.603 | -0.191 | 0.339  | 0.51 | <b>0.001</b> |
| <i>Microspingus melanoleucus</i> | MICMEL | -0.34  | -0.192 | 0.144  | 0.17 | <b>0.001</b> |
| <i>Diuca diuca</i>               | DIUDIU | 0.027  | -0.007 | 0.213  | 0.05 | <b>0.011</b> |
| <i>Paroaria coronata</i>         | PARCOR | -0.293 | 0.316  | 0.265  | 0.26 | <b>0.001</b> |
| <i>Thraupis sayaca</i>           | THRSAY | -0.273 | 0.079  | -0.025 | 0.08 | <b>0.002</b> |

## Anexo 4

**Tabla A4.1.** Coeficientes de correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre los índices de textura derivados y las variables de estructura de la vegetación medidas a campo ( $n=172$ ). Correlaciones significativas ( $p<0.05$ ) indicadas en negritas. Los índices de texturas fueron calculados en ventanas móviles de distintos tamaños de píxeles a partir de imágenes de NDVI derivadas del sensor remoto Sentinel-2.

| Tamaño ventana móvil (ha) | Índice de textura | Cobertura árboles | Densidad árboles | DAP         | Cobertura arbustos | Densidad arbustos | Riqueza leñosas | Cobertura herbácea | FHD         | DS altura dosel |
|---------------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------|--------------------|-------------------|-----------------|--------------------|-------------|-----------------|
| 0.09                      | Media             | <b>0.60</b>       | <b>0.64</b>      | <b>0.16</b> | <b>0.50</b>        | <b>0.51</b>       | <b>0.66</b>     | -0.05              | <b>0.62</b> | <b>0.44</b>     |
|                           | Entropía          | 0.13              | 0.03             | 0.14        | -0.13              | -0.12             | 0.05            | <b>-0.18</b>       | 0.01        | 0.10            |
|                           | Homogeneidad      | -0.21             | -0.12            | -0.10       | 0.08               | 0.07              | -0.13           | <b>0.27</b>        | -0.07       | <b>-0.15</b>    |
|                           | Uniformidad       | -0.13             | -0.03            | -0.12       | 0.13               | 0.12              | -0.05           | <b>0.18</b>        | 0.01        | -0.09           |
|                           | Contraste         | <b>0.23</b>       | <b>0.15</b>      | 0.08        | -0.07              | -0.07             | 0.14            | <b>-0.29</b>       | 0.06        | 0.13            |
| 0.49                      | Media             | <b>0.61</b>       | <b>0.64</b>      | 0.15        | <b>0.51</b>        | <b>0.52</b>       | <b>0.66</b>     | -0.06              | <b>0.63</b> | <b>0.43</b>     |
|                           | Entropía          | <b>0.24</b>       | 0.14             | 0.02        | -0.02              | -0.04             | 0.14            | <b>-0.27</b>       | 0.11        | 0.14            |
|                           | Homogeneidad      | <b>-0.29</b>      | <b>-0.17</b>     | -0.07       | 0.04               | 0.06              | <b>-0.16</b>    | <b>0.28</b>        | -0.13       | <b>-0.16</b>    |
|                           | Uniformidad       | <b>-0.24</b>      | -0.14            | -0.04       | 0.02               | 0.04              | -0.15           | <b>0.27</b>        | -0.11       | -0.14           |
|                           | Contraste         | <b>0.28</b>       | <b>0.19</b>      | 0           | -0.03              | -0.06             | 0.13            | <b>-0.27</b>       | 0.10        | <b>0.16</b>     |
| 0.81                      | Media             | <b>0.60</b>       | <b>0.63</b>      | 0.13        | <b>0.51</b>        | <b>0.52</b>       | <b>0.66</b>     | -0.06              | <b>0.62</b> | <b>0.42</b>     |
|                           | Entropía          | <b>0.15</b>       | 0.09             | -0.10       | -0.03              | -0.08             | 0.09            | <b>-0.26</b>       | 0.11        | <b>0.15</b>     |
|                           | Homogeneidad      | <b>-0.16</b>      | -0.12            | 0.10        | 0.02               | 0.05              | -0.09           | 0.28               | -0.11       | -0.15           |
|                           | Uniformidad       | -0.12             | -0.06            | 0.12        | 0.06               | 0.11              | -0.06           | <b>0.25</b>        | -0.08       | -0.15           |
|                           | Contraste         | <b>0.19</b>       | <b>0.16</b>      | -0.08       | -0.02              | -0.04             | 0.11            | <b>-0.28</b>       | 0.12        | <b>0.15</b>     |
| 1.21                      | Media             | <b>0.57</b>       | <b>0.60</b>      | 0.12        | <b>0.50</b>        | <b>0.51</b>       | <b>0.64</b>     | -0.04              | <b>0.60</b> | <b>0.41</b>     |
|                           | Entropía          | <b>0.19</b>       | 0.13             | -0.08       | -0.03              | -0.07             | 0.11            | <b>-0.26</b>       | 0.12        | <b>0.16</b>     |
|                           | Homogeneidad      | <b>-0.21</b>      | <b>-0.15</b>     | 0.07        | 0.03               | 0.05              | -0.13           | <b>0.28</b>        | -0.13       | <b>-0.18</b>    |
|                           | Uniformidad       | <b>-0.15</b>      | -0.09            | 0.10        | 0.06               | 0.11              | -0.08           | <b>0.25</b>        | -0.09       | <b>-0.15</b>    |
|                           | Contraste         | <b>0.22</b>       | <b>0.18</b>      | -0.06       | -0.03              | -0.05             | 0.13            | <b>-0.27</b>       | 0.13        | <b>0.17</b>     |



**Fig. A4.1.** Coeficiente de correlación de Spearman entre los distintos índices de texturas de NDVI estimados en una ventana móvil de una superficie equivalente a 0.79 ha (7x7 píxeles) a partir de imágenes satelitales Sentinel-2.

**Tabla A4.2.** Resultados de los modelos univariados de regresión lineal mostrando la relación entre los índices de textura y la riqueza, abundancia y diversidad de gremios de aves en relación a la altura que utilizan para alimentarse en mayor proporción (suelo, sotobosque y estrato arbóreo). Los índices de texturas fueron estimados en una ventana móvil de 7x7 píxeles a partir de una imagen de NDVI de un mosaico de imágenes satelitales capturados por Sentinel-2. En negrita se resaltan aquellas variables que resultaron ser significativas ( $p < 0.05$ ).

| Variable respuesta | Modelo       | Est.  | E.S.  | t     | p-valor           | AICc   | $\Delta AICc$ | Wi    |
|--------------------|--------------|-------|-------|-------|-------------------|--------|---------------|-------|
| Riqueza de aves    |              |       |       |       |                   |        |               |       |
| Suelo              | Media        | 1.59  | 0.66  | 2.40  | <b>0.016</b>      | 1142.9 | 0             | 0.57  |
|                    | Homogeneidad | -0.97 | 0.51  | -1.92 | 0.055             | 1144.9 | 1.95          | 0.21  |
|                    | Entropía     | 0.17  | 0.11  | 1.49  | 0.14              | 1146.3 | 3.41          | 0.10  |
|                    | Uniformidad  | -4.61 | 4.21  | -1.10 | 0.27              | 1147.3 | 4.44          | 0.06  |
|                    | Contraste    | 0.002 | 0.002 | 0.93  | 0.35              | 1147.7 | 4.81          | 0.05  |
| Sotobosque         | Media        | 5.25  | 1.12  | 4.67  | <b>&lt;0.0001</b> | 680.6  | 0             | 1     |
|                    | Contraste    | 0.003 | 0.003 | 1.02  | 0.30              | 701.4  | 20.81         | 0     |
|                    | Homogeneidad | -0.61 | 0.83  | -0.73 | 0.47              | 701.9  | 21.30         | 0     |
|                    | Uniformidad  | 3.65  | 6.91  | 0.53  | 0.60              | 702.1  | 21.56         | 0     |
|                    | Entropía     | -0.02 | 0.19  | -0.13 | 0.90              | 702.4  | 21.82         | 0     |
| Estrato arbóreo    | Media        | 3.83  | 0.78  | 4.90  | <b>&lt;0.0001</b> | 1110.2 | 0             | 1     |
|                    | Contraste    | 0.006 | 0.003 | 2.20  | <b>0.028</b>      | 1126.2 | 16.01         | 0     |
|                    | Uniformidad  | -3.79 | 5.41  | -0.70 | 0.48              | 1130.5 | 20.31         | 0     |
|                    | Homogeneidad | -0.99 | 0.61  | -1.61 | 0.11              | 1131.4 | 21.18         | 0     |
|                    | Entropía     | 0.08  | 0.13  | 0.61  | 0.54              | 1135.5 | 23.33         | 0     |
| Abundancia de aves |              |       |       |       |                   |        |               |       |
| Suelo              | Media        | 1.87  | 0.76  | 2.46  | <b>0.014</b>      | 1385.8 | 0             | 0.40  |
|                    | Homogeneidad | -1.37 | 0.57  | -2.38 | <b>0.017</b>      | 1386.1 | 0.34          | 0.34  |
|                    | Entropía     | 0.25  | 0.13  | 1.93  | <b>0.053</b>      | 1388.1 | 2.25          | 0.13  |
|                    | Uniformidad  | -8.00 | 4.69  | -1.71 | 0.088             | 1388.9 | 3.06          | 0.09  |
|                    | Contraste    | 0.002 | 0.002 | 1.01  | 0.31              | 1390.8 | 4.98          | 0.03  |
| Sotobosque         | Media        | 5.01  | 1.11  | 4.53  | <b>&lt;0.0001</b> | 768.2  | 0             | 1     |
|                    | Contraste    | 0.005 | 0.003 | 1.59  | 0.11              | 786.2  | 17.98         | 0     |
|                    | Uniformidad  | 8.37  | 6.54  | 1.28  | 0.20              | 787.1  | 18.85         | 0     |
|                    | Entropía     | -0.12 | 0.19  | -0.65 | 0.52              | 788.3  | 20.03         | 0     |
|                    | Homogeneidad | -0.27 | 0.83  | -0.33 | 0.74              | 788.6  | 20.34         | 0     |
| Estrato arbóreo    | Media        | 4.03  | 0.91  | 4.44  | <b>&lt;0.0001</b> | 1250.0 | 0             | 0.998 |
|                    | Homogeneidad | -1.80 | 0.69  | -2.59 | <b>0.0096</b>     | 1263.0 | 13.02         | 0.001 |
|                    | Contraste    | 0.007 | 0.003 | 2.20  | <b>0.03</b>       | 1264.7 | 14.66         | 0.001 |
|                    | Entropía     | 0.26  | 0.16  | 1.63  | 0.10              | 1266.9 | 16.92         | 0     |
|                    | Uniformidad  | -5.95 | 5.71  | -1.04 | 0.30              | 1268.5 | 18.46         | 0     |
| Diversidad de aves |              |       |       |       |                   |        |               |       |
| Suelo              | Media        | 1.61  | 0.64  | 2.51  | <b>0.01</b>       | 636.3  | 0             | 0.65  |
|                    | Entropía     | 0.16  | 0.11  | 1.44  | 0.15              | 639.0  | 2.64          | 0.17  |
|                    | Homogeneidad | -0.92 | 0.49  | -1.88 | 0.06              | 640.4  | 4.11          | 0.08  |
|                    | Uniformidad  | -4.27 | 4.05  | -1.05 | 0.29              | 641.4  | 5.07          | 0.05  |
|                    | Contraste    | 0.002 | 0.002 | 0.96  | 0.34              | 641.6  | 5.28          | 0.05  |

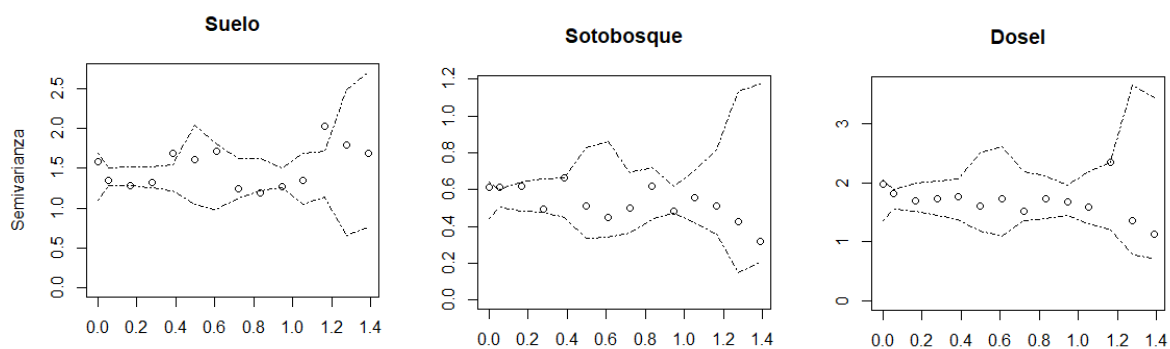
Continuación Tabla A4.2.

| Variable respuesta | Modelo       | Est.  | E.S.  | t     | p-valor           | AICc  | $\Delta AICc$ | Wi    |
|--------------------|--------------|-------|-------|-------|-------------------|-------|---------------|-------|
| Sotobosque         | Media        | 5.23  | 1.12  | 4.67  | <b>&lt;0.0001</b> | 221.5 | 0             | 1     |
|                    | Contraste    | 0.003 | 0.003 | 0.99  | 0.32              | 242.4 | 20.83         | 0     |
|                    | Homogeneidad | -0.66 | 0.83  | -0.80 | 0.43              | 242.7 | 21.16         | 0     |
|                    | Uniformidad  | 3.09  | 6.90  | 0.45  | 0.65              | 243.1 | 21.61         | 0     |
|                    | Entropía     | -0.01 | 0.19  | -0.05 | 0.96              | 243.3 | 21.80         | 0     |
| Estrato arbóreo    | Media        | 3.15  | 0.76  | 4.17  | <b>&lt;0.0001</b> | 682.4 | 0             | 0.99  |
|                    | Contraste    | 0.01  | 0.002 | 2.66  | <b>0.008</b>      | 692.3 | 9.96          | 0.01  |
|                    | Homogeneidad | -1.27 | 0.59  | -2.17 | <b>0.03</b>       | 694.7 | 12.36         | 0.002 |
|                    | Entropía     | 0.16  | 0.13  | 1.18  | 0.24              | 698.0 | 15.58         | 0     |
|                    | Uniformidad  | -5.04 | 4.99  | -1.01 | 0.31              | 698.3 | 15.95         | 0     |

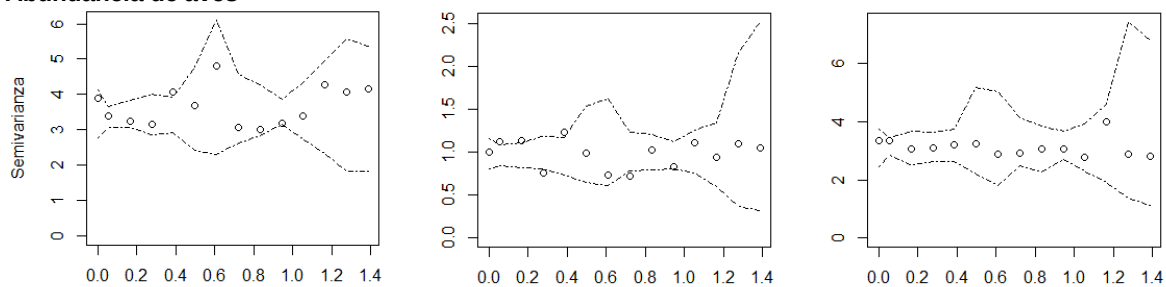
**Tabla A4.3.** Diferencias en la riqueza, abundancia y diversidad de los distintos gremios de aves según la altura de alimentación que utilizan en mayor proporción entre el año y el momento del día muestreado (mañana y tarde). Resultado del test de Kruskal-Wallis.

| Gremio de altura de alimentación de aves |                 | Año  |              | Momento del día |               |
|------------------------------------------|-----------------|------|--------------|-----------------|---------------|
|                                          |                 | H    | p-valor      | H               | p-valor       |
| Riqueza                                  | Suelo           | 0.29 | 0.60         | 1.31            | 0.25          |
|                                          | Sotobosque      | 4.24 | <b>0.04</b>  | 12.62           | <b>0.0004</b> |
|                                          | Estrato arbóreo | 3.08 | 0.08         | 1.64            | 0.20          |
| Abundancia                               | Suelo           | 0.09 | 0.77         | 1.83            | 0.18          |
|                                          | Sotobosque      | 3.43 | 0.06         | 11.43           | <b>0.0009</b> |
|                                          | Estrato arbóreo | 2.37 | 0.12         | 1.99            | 0.16          |
| Diversidad                               | Suelo           | 0.35 | 0.55         | 0.23            | 0.63          |
|                                          | Sotobosque      | 4.35 | <b>0.037</b> | 12.3            | <b>0.0004</b> |
|                                          | Estrato arbóreo | 2.51 | 0.11         | 1.24            | 0.26          |

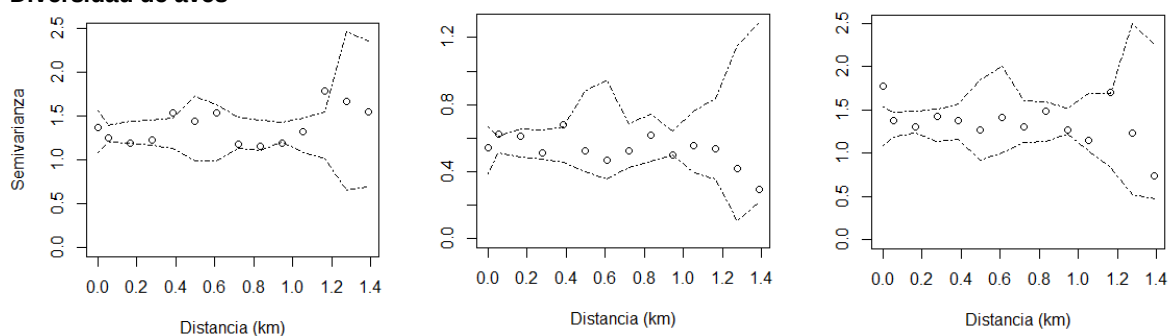
### A Riqueza de aves



### B Abundancia de aves



### C Diversidad de aves



**Fig. A4.2.** Semivariogramas para evaluar la autocorrelación espacial entre los sitios de muestreo para A) la riqueza, B) la abundancia y C) la diversidad de cada gremio de aves, basados en la altura de alimentación que utilizan en mayor proporción.

**Tabla A4.4.** Parámetros estimados  $\pm$  ES a partir de los modelos generalizados de regresión lineal relacionando la riqueza, abundancia y diversidad de gremios aves, basados en la altura de alimentación que utilizan en mayor proporción, con múltiples índices de textura. En negrita se indican aquellos parámetros significativos ( $p < 0.05$ ).

| Variable respuesta | Intercepto   | Parámetros del modelo |             |              |             |           |               | AICc   | ΔAICc | Wi   |
|--------------------|--------------|-----------------------|-------------|--------------|-------------|-----------|---------------|--------|-------|------|
|                    |              | Media                 | Entropía    | Homogeneidad | Uniformidad | Contraste | Interacción   |        |       |      |
| Riqueza de aves    |              |                       |             |              |             |           |               |        |       |      |
| Suelo              | -0.38 ± 0.39 | 2.32 ± 0.71           | 0.29 ± 0.12 |              |             |           |               | 1147.6 | 0     | 0.74 |
|                    | -2.35 ± 0.87 | 2.12 ± 0.70           |             |              |             |           |               | 1150.4 | 2.84  | 0.18 |
|                    | -0.46 ± 0.39 | 1.99 ± 0.69           |             |              |             |           |               | 1152.5 | 4.85  | 0.06 |
|                    | -0.60 ± 0.40 | 1.70 ± 0.67           |             |              |             |           |               | 1154.7 | 7.07  | 0.02 |
| Sotobosque         | -3.65 ± 0.68 | 6.19 ± 1.22           | 0.29 ± 0.19 |              |             |           | 0.003 ± 0.002 | 684.9  | 0     | 0.68 |
|                    | -4.04 ± 0.70 | 5.47 ± 1.14           |             |              |             |           |               | 687.7  | 2.75  | 0.17 |
|                    | -5.63 ± 1.46 | 5.71 ± 1.20           |             |              |             |           |               | 688.8  | 3.84  | 0.10 |
|                    | -3.73 ± 0.68 | 5.48 ± 1.18           |             |              |             |           |               | 690.0  | 5.05  | 0.05 |
| Estrato arbóreo    | 0.82 ± 1.44  | 0.71 ± 2.48           | 0.46 ± 0.15 |              |             |           | 14.82 ± 7.44  | 1102.9 | 0     | 0.98 |
|                    | -5.10 ± 1.09 | 4.93 ± 0.89           |             |              |             |           |               | 1113.7 | 10.7  | 0.01 |
|                    | -0.28 ± 1.21 | 0.96 ± 1.98           |             |              |             |           |               | 1114.1 | 11.2  | 0.01 |
|                    | -2.40 ± 0.51 | 4.30 ± 0.84           |             |              |             |           |               | 1114.6 | 11.6  | 0.00 |
| Abundancia de aves |              |                       |             |              |             |           |               |        |       |      |
| Suelo              | -0.14 ± 0.42 | 2.80 ± 0.78           | 0.39 ± 0.13 |              |             |           |               | 1387.5 | 0     | 0.81 |
|                    | -2.80 ± 0.96 | 2.56 ± 0.78           |             |              |             |           |               | 1391.2 | 3.77  | 0.12 |
|                    | -0.27 ± 0.43 | 2.45 ± 0.78           |             |              |             |           |               | 1392.8 | 5.35  | 0.06 |
|                    | -0.46 ± 0.43 | 2.02 ± 0.77           |             |              |             |           |               | 1397.6 | 10.14 | 0.01 |
| Sotobosque         | -3.96 ± 0.73 | 5.57 ± 1.19           | 0.25 ± 0.20 |              |             |           | 0.004 ± 0.002 | 776.6  | 0     | 0.51 |
|                    | -3.46 ± 0.71 | 6.13 ± 1.29           |             |              |             |           |               | 777.1  | 0.48  | 0.40 |
|                    | -5.19 ± 1.50 | 5.60 ± 1.27           |             |              |             |           |               | 781.0  | 4.33  | 0.06 |
|                    | -3.53 ± 0.71 | 5.26 ± 1.25           |             |              |             |           |               | 782.3  | 5.67  | 0.03 |
| Estrato arbóreo    | -1.62 ± 0.51 | 5.56 ± 0.93           | 0.56 ± 0.15 |              |             |           | -3.75 ± 7.03  | 1245.5 | 0     | 0.98 |
|                    | -5.52 ± 1.15 | 5.10 ± 0.95           |             |              |             |           |               | 1255.3 | 9.84  | 0.01 |
|                    | 0.72 ± 1.29  | 0.72 ± 2.12           |             |              |             |           |               | 1257.2 | 11.7  | 0.01 |
|                    | -2.18 ± 0.54 | 4.30 ± 0.90           |             |              |             |           |               | 1259.4 | 13.9  | 0.00 |

Continuación Tabla A4.4.

| Variable respuesta | Intercepto   | Parámetros del modelo |             |              |             |           |             | AICc          | ΔAICc | Wi    |      |
|--------------------|--------------|-----------------------|-------------|--------------|-------------|-----------|-------------|---------------|-------|-------|------|
|                    |              | Media                 | Entropía    | Homogeneidad | Uniformidad | Contraste | Interacción |               |       |       |      |
| Diversidad de aves |              |                       |             |              |             |           |             |               |       |       |      |
| Suelo              | -0.48 ± 0.37 | 2.52 ± 0.58           | 0.26 ± 0.11 |              |             |           |             | 619.4         | 0     | 0.78  |      |
|                    | -2.26 ± 0.83 | 2.30 ± 0.67           |             |              |             |           |             | 622.8         | 3.42  | 0.14  |      |
|                    | -0.56 ± 0.34 | 2.17 ± 0.67           |             |              |             |           |             | -7.47 ± 4.19  | 624.8 | 5.40  | 0.05 |
|                    | -0.70 ± 0.39 | 1.94 ± 0.65           |             |              |             |           |             | 0.003 ± 0.002 | 626.0 | 6.58  | 0.03 |
| Sotobosque         | -3.50 ± 0.68 | 6.12 ± 1.22           | 0.34 ± 0.19 |              |             |           |             | 195.6         | 0     | 0.83  |      |
|                    | -3.94 ± 0.70 | 5.30 ± 1.15           |             |              |             |           |             | 0.006 ± 0.003 | 199.8 | 4.15  | 0.10 |
|                    | -5.84 ± 1.44 | 5.61 ± 1.21           |             |              |             |           |             | 200.7         | 5.06  | 0.07  |      |
|                    | -3.80 ± 0.68 | 5.59 ± 1.18           |             |              |             |           |             | -6.86 ± 7.12  | 222.7 | 27.03 | 0    |
| Estrato arbóreo    | -1.78 ± 0.44 | 4.80 ± 0.80           | 0.33 ± 0.14 |              |             |           |             | 668.4         | 0     | 0.94  |      |
|                    | -2.24 ± 0.46 | 4.01 ± 0.76           |             |              |             |           |             | 0.008 ± 0.002 | 675.3 | 6.95  | 0.03 |
|                    | -4.09 ± 1.00 | 4.35 ± 0.79           |             |              |             |           |             | 676.1         | 7.73  | 0.02  |      |
|                    | -1.89 ± 0.44 | 4.18 ± 0.79           |             |              |             |           |             | -9.62 ± 5.03  | 677.3 | 8.93  | 0.01 |

