

LICENCIATURA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**EFFECTOS DEL GANADO SOBRE EL ENSAMBLE DE AVES DE
SOTOBOSQUE EN URUGUAY: UNA MIRADA CON CÁMARAS TRAMPA**



Estudiante: Manuel Cruces

Tutor: Dr. Alejandro Brazeiro

Cotutora: Lic. Alexandra Cravino

Laboratorio de ejecución: Grupo Biodiversidad y Ecología de la Conservación, IECA

Julio 2022

Agradecimientos

En primer lugar, agradecer a mis orientadores, Alejandro Brazeiro y Alexandra Cravino, que permitieron que este trabajo sea posible a partir de sus ideas y me acompañaron en el proceso para que lo pueda realizar de la mejor manera.

Luego agradecer al tribunal, Adrián Azpiroz y Juan Andrés Martínez-Lanfranco, ya que se comprometieron en profundidad con el tema, corrigiendo el trabajo precisamente, logrando así un resultado final mucho más completo y correcto.

Nuevamente a Alexandra por ayudarme un montón, y apoyarme en todos los análisis estadísticos y todo lo que correspondía a las cámaras, ayudando más allá de lo esperable. También a Pablo Fernández, que me ayudó un montón en la parte inicial del procesamiento, con toda la identificación de aves que se me dificultaba. A los demás integrantes del BEC, porque además de haber usado algunos de sus datos para algún análisis, siempre se mostraron amables cuando invadía su lugar de trabajo por consultas y demás cosas.

A Jennifer González, porque analizamos todas las fotos de ganado juntos ya que iban a ser utilizadas por ambos. Y mucho más importante que eso, es quien me acompaña día a día mejorándolo todo, y me apoyo mucho anímicamente para que logre culminarlo todo. La culminación de este trabajo es en parte un logro suyo.

A la facción, que hicieron que la facultad no sea solo un lugar de estudio, sino también un lugar de disfrute. Con los mejores mates, trucos, asados y ferraris.

A Nicasio, porque entramos juntos en este camino, y siempre a través de una pinta logramos darle perspectiva a que era lo que queríamos. Y a Alfio, por estar ahí desde siempre.

A mis padres y hermanos, por inspirarme desde chico para saber que esto era lo que quería hacer; y por apoyarme y ayudarme, para que curse todos estos años sin otras preocupaciones.

Contenido

RESUMEN.....	5
INTRODUCCIÓN.....	6
Complejidad de hábitat y diversidad de aves	6
Alteraciones antrópicas de la estructura de bosques	7
Aves del sotobosque y ganado en bosques de Uruguay	9
Uso de cámaras trampa para el estudio de aves	10
PREGUNTAS, HIPÓTESIS Y OBJETIVO	12
MATERIALES Y MÉTODOS	13
Área de estudio	13
Descripción de los bosques relevados	14
Diseño de muestreo del ensamble de aves	18
Procesamiento de datos	20
Análisis de datos	21
Uso del ganado bovino en bosques nativos	21
Ensamble de aves mediante cámaras trampa	21
Ganado vacuno y aves.....	23
RESULTADOS	25
1. Ganado bovino en bosques nativos de Uruguay	25
1.1 Incidencia	25
1.2 Tasa de captura.....	26
2. Ensamble de aves del sotobosque detectado mediante cámaras trampa	29
2.2 Riqueza.....	29
2.3 Tasa de captura del ensamble	31
2.3 Composición del ensamble detectado.....	32
2.2 Frecuencia de ocurrencia de las especies.....	37
3. Interacciones del ganado bovino con aves del sotobosque.....	40
3.1 Riqueza según presencia/ausencia de ganado.....	40
3.2 Riqueza según carga ganadera.....	42
3.3 Tasa de captura según presencia/ausencia de ganado	44
3.4 Tasa de captura según carga ganadera	45
3.5 Composición del ensamble según presencia o ausencia de ganado.....	48
3.6 Efectos del ganado sobre la complejidad estructural vegetal.....	50
DISCUSIÓN.....	52
1. El ganado bovino en bosques nativos de Uruguay.....	52
2. Ensamble de aves del sotobosque detectado a través de cámaras trampa	53

3. Posibles interacciones del ganado bovino con la avifauna del sotobosque	56
4. Limitantes	58
CONCLUSIONES	60
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
ANEXO	66
Lista de aves potenciales	66
Registros fotográficos de las cámaras trampa	68
Residuos GLM de la tasa de captura del ganado	70
Variables fisonómicas	71
Variables fisonómicas y carga ganadera	72

RESUMEN

Los bosques ocupan alrededor de un 5% de la superficie de Uruguay, sin embargo, se estima que el 61% de las especies de aves continentales presentes en el país los necesitan como parte de su hábitat. A nivel mundial, estos ecosistemas están sujetos a múltiples fuentes de presiones naturales y antrópicas que degradan su integridad y Uruguay no es la excepción. La actividad ganadera es una importante presión en muchos bosques del mundo, pero en Uruguay, a pesar de que el 84% del territorio nacional está dedicado a esta actividad, llama la atención la falta de conocimiento sobre los efectos que puede tener sobre los bosques y sobre las demás especies que los habitan, en este caso en particular, sobre las aves. Teniendo en cuenta que el mayor efecto del ganado se espera sobre el sotobosque, el presente estudio se centró en la siguiente pregunta: ¿Cuál es el efecto del ganado en la estructura del ensamble de aves del sotobosque? Para abordarla, se utilizó la información recabada por 107 estaciones de cámaras trampa colocadas en distintos bosques de las regiones centro y este del país, entre 2015 y 2018. En primer lugar, para cuantificar la utilización por parte del ganado de los bosques, se estudió su tasa de captura -TC- (registros/noches-cámara), incidencia (estaciones con registros) y patrones de actividad. Luego se analizó la composición del ensamble de aves capturadas por las cámaras trampa, así como también su TC, riqueza e incidencia. Finalmente, se analizaron los posibles efectos de la TC del ganado sobre la riqueza y composición de especies del ensamble de aves, y sobre la estructura de la vegetación del sotobosque. El ganado estuvo presente en casi el 75% de las estaciones, con una TC promedio de 0.573 registros/noches-cámara (Min = 0, Max = 6.187, Media = 0.798) y una actividad principalmente diurna. Se registraron 31 especies de aves, dos especies fueron claramente dominantes: la pava de monte (*Penelope obscura*) y la paloma montaráz (*Leptotila verreauxi*). Contrariamente a lo esperado, la riqueza de aves (tanto media por estación como acumulada) del sotobosque fue mayor en presencia de ganado y tuvo una correlación positiva con la tasa de captura del ganado, resultados que se sostuvieron para bosques cerrados. Se detectaron algunas diferencias en la fisonomía del sotobosque al comparar estaciones sin ganado y estaciones de alta carga ganadera, pero esto no se reflejó en la composición ni en la tasa de captura de aves. Se concluye que, si bien el ganado vacuno fue el mamífero de mediano/gran porte más común y abundante en los bosques del centro y litoral oeste de Uruguay, contrariamente a lo esperado, no se observaron evidencias de afectaciones negativas del ganado sobre la riqueza ni tasa de captura de las aves de sotobosque. Por último, este estudio demostró que las cámaras trampa constituyen un método de muestreo válido para las aves del sotobosque, que podría aportar información complementaria a la generada por los métodos tradicionales de monitoreo.

INTRODUCCIÓN

Complejidad de hábitat y diversidad de aves

Los bosques albergan cerca del 75% de las especies de aves del mundo, siendo el hábitat primario de gran parte de ellas (Şekercioğlu *et al.*, 2004). Esto es así dado que proporcionan los recursos esenciales necesarios para completar sus ciclos de vida, incluyendo alimento y sitios de anidación (Stratford & Şekercioğlu, 2015). Dada su condición de endotermas, sus demandas de alimentos son altas, lo que las hace más sensibles a los cambios en los recursos forestales (Stratford & Şekercioğlu, 2015).

Las aves se integran a los bosques ocupando variados niveles tróficos, ya sea desde consumidores primarios hasta depredadores (Stratford & Şekercioğlu, 2015). Como consumidores primarios, obtienen nutrientes del néctar, frutos, semillas y tejidos vegetativos, complementando su dieta a su vez con otras fuentes de alimento (*e.g.* insectos) (Karasov, 1990; López-Calleja & Bozinovic, 1999). Otros hábitos alimenticios que se ven beneficiados en los bosques son las dietas basadas en invertebrados, como insectos y arácnidos (Poulin *et al.*, 1994); llegando finalmente a las aves estrictamente carnívoras, que se alimentan de reptiles, anfibios, mamíferos, e incluso las hay carroñeras (Stratford & Şekercioğlu, 2015).

En cuanto a los sitios de anidación, los bosques proporcionan una variedad de estratos para ser explotados, encontrándose nidos en suelo, sotobosque y hasta en las copas de los árboles. Tanto la estructura del bosque como la apertura del dosel influyen en el éxito reproductivo de las aves (Bakermans *et al.*, 2012). Los bosques también proporcionan microclimas que sirven de refugio en épocas de temperaturas adversas (Wolf & Walsberg, 1996; Wolf *et al.*, 1996). Asimismo, son hábitats importantes para las aves migradoras, constituyendo sitios donde las aves se alimentan y reponen las reservas utilizadas para viajar grandes distancias, así como sitios de descanso (Moore & Kerlinger, 1987).

Dentro de los bosques, una mayor complejidad de la vegetación suele relacionarse con una mayor riqueza de especies de aves (MacArthur *et al.*, 1966; MacArthur & MacArthur, 1961; MacArthur *et al.*, 1962; Orians & Wittenberger, 1991). Así como también, la mayor heterogeneidad vertical del follaje (*i.e.*, variación en cobertura y altura de estratos de un bosque) se relaciona con el aumento en la diversidad de aves

(MacArthur & MacArthur, 1961; MacArthur *et al.*, 1962), dado que esto se asocia con un aumento en los sitios de alimentación y en los nichos disponibles (MacArthur *et al.*, 1966).

Alteraciones antrópicas de la estructura de bosques

A nivel mundial los bosques han sufrido por siglos una importante deforestación, ya sea por su transformación en campos de cultivo o de pastoreo, o para la realización de caminería o eventuales urbanizaciones, entre tantas otras actividades antrópicas (Perry *et al.*, 2008). A pesar de que la tasa de pérdida de bosques a nivel global ha disminuido en la última década, aún está disminuyendo la superficie forestal mundial. Se estima que en el período comprendido entre 2010 y 2020 el ritmo de pérdida fue de 4,7 millones de hectáreas por año (FAO, 2020). A su vez, se estima que sólo el 27.3% de la totalidad de los bosques se mantienen como bosques primarios, lo que demuestra que la gran mayoría de los bosques han sufrido distintas alteraciones (FAO, 2020).

Muchos de los bosques tropicales y templados del hemisferio sur han sufrido grandes modificaciones, principalmente a causa del cambio en el uso de suelo (Sala *et al.*, 2000). De igual modo, en países tropicales y subtropicales, el 73% de la deforestación es causada por la agricultura (Hosonuma *et al.*, 2012). Esto lleva a que los bosques sean de los ecosistemas más amenazados del mundo, y particularmente en Latinoamérica, se estima que el 20% de los bosques se encuentran degradados (Vergara *et al.*, 2016).

Asimismo, el efecto antropogénico puede actuar como un importante generador de cambio en lo que a riqueza de especies y estructura comunitaria refiere, a través de la alteración de la estructura del hábitat forestal (Banks Leite & Cintra, 2008; Cleary *et al.*, 2007; Wunderle *et al.*, 2005). Uno de los factores antropogénicos capaz de generar impactos en la estructura de los bosques es la ganadería, principalmente a través del consumo de plantas del sotobosque y de la afectación de las condiciones físicas del suelo. Se ha observado que la herbivoría, sumado al constante pisoteo y los consecuentes cambios en el flujo de nutrientes y la alteración en el reclutamiento de ciertas especies, contribuyen a una modificación en la estructura vertical y horizontal, así como en la composición de la vegetación (Fensham & Skull, 1999; Kauffman & Krueger, 1984; McIntyre, Heard & Martin, 2002, 2003). Cuando la carga del ganado es suficientemente alta, puede reducirse o eliminarse el estrato arbustivo, se inhibe el

establecimiento de plántulas y sufren daños los juveniles de árboles, junto con una modificación en el estrato herbáceo a nivel del suelo (McIntyre *et al.*, 2003).

Por otro lado, la herbivoría del ganado puede conducir a un dominio de determinadas especies vegetales, que sean más tolerantes a la herbivoría o no preferidas, lo cual lleva a una reducción de la diversidad vegetal (Gordon *et al.*, 2004). También se ha observado que los bosques con alta presión de pastoreo tienen una mayor proporción de especies exóticas (Bakker *et al.*, 2010).

La herbivoría tiene un fuerte impacto sobre la vegetación arbustiva y el sotobosque. Se ve que tanto la altura media del sotobosque como su cobertura disminuyen en presencia de herbívoros, lo que genera sotobosques bajos y poco densos, así como una disminución en la producción de frutos y semillas, lo que significa una degradación de las condiciones del hábitat como refugio, área de nidificación o alimentación para la avifauna (Rodríguez *et al.*, 2018). A causa de esto, se ha observado que la abundancia y riqueza de las aves que utilizan estos estratos bajos, disminuyen cuando se encuentran altas densidades de herbívoros (DeCalesta, 1994). Incluso se ha cuantificado que las especies de aves más afectadas son aquellas que utilizan el bosque hasta los dos metros de altura (Rushing *et al.*, 2020).

Más aún, las aves que habitan en el sotobosque, y particularmente las insectívoras, suelen ser más susceptibles a la alteración del hábitat (Sodhi *et al.*, 2004; Stouffer *et al.*, 2009), esto debido a que tienen una alta especificidad de hábitat, una esperanza de vida no muy alta y una movilidad escasa, lo que las restringe a los hábitats internos de los bosques (Sekercioglu *et al.*, 2002). Se han realizado estudios en los que se evidenció la relación entre la riqueza de especies del sotobosque, la abundancia total y la abundancia de gremios con las distintas variables estructurales de un bosque, tales como el área basal y el número de troncos entre otras. Asimismo, se ha observado que la complejidad del hábitat es importante, ya que la riqueza de especies y la abundancia se vieron favorecidas por la variabilidad en el área basal, así como por la variabilidad en el diámetro de los troncos. Por lo que la complejidad en la estructura intra-hábitat explica la variación en la riqueza y abundancia de estas especies de aves (Castaño-Villa *et al.*, 2014).

Por otro lado, también hay evidencias de que ciertas especies se ven atraídas o favorecidas por la presencia de ganado en diversos ambientes. Sin embargo, se ha planteado en un estudio en bosques de Australia, que el número de especies favorecidas es menor que las que se ven perjudicadas por esta actividad, en una relación 1:3 (Martin & Possingham, 2005).

Aves del sotobosque y ganado en bosques de Uruguay

A pesar de que los bosques ocupan una superficie reducida en el Uruguay, que ronda entre el 4,3 y 5,2 % del territorio, tienen una alta relevancia para la avifauna. Se estima que el 61% de las especies de aves continentales presentes en el país usan los bosques y matorrales como hábitat primario y/o secundario (Brazeiro, 2018).

La avifauna continental de Uruguay asciende a 480 especies, de las cuales unas 138 usan como hábitat principal los bosques, y unas 197 especies requieren de los bosques (Azpiroz, 2003, 2012; Olmos, 2009). El ensamble de aves del sotobosque en Uruguay no ha sido abordado como unidad de estudio por el momento, pero considerando el conocimiento de la historia natural de la avifauna, se estima que unas 70 especies de aves usan el sotobosque, ya sea como hábitat principal o secundario (Azpiroz, 2012; Olmos, 2009).

El 92% de la superficie continental del Uruguay está dedicada a la producción agrícola y ganadera, siendo según el censo agropecuario del 2011, 16.357.298 hectáreas (MGAP-DIEA, 2011). Enfocándose solo en la explotación ganadera, el 84% del área total del país está dedicada a este rubro, con 10.740.228 cabezas de ganado vacuno, lo que representa una densidad promedio a nivel nacional de 0,72 vacas por hectárea (MGAP-DIEA, 2011). Considerando la amplia extensión de la actividad ganadera en el país y el potencial efecto del ganado en los ecosistemas, es importante evaluar el efecto que el ganado vacuno tiene sobre nuestra fauna nativa.

Aunque en principio se relaciona al ganado estrictamente con las praderas, se ha observado que también utiliza los bosques para obtener refugio, abrigo y sombra, también son atravesados generando senderos buscando acceder a cursos de agua, e incluso son utilizados como una fuente de alimento alternativa, por ejemplo, cuando la productividad de los pastizales baja (Manning *et al.*, 2006; Harvey *et al.*, 2011).

A nivel nacional se han realizado distintos estudios sobre la relación entre el ganado y el bosque. Etchebarne & Brazeiro (2015) encontraron que la exclusión del ganado en bosques serranos generó un aumento en la densidad de juveniles y plántulas de árboles, respecto a bosques con pastoreo de ganado. Otro estudio, realizado en el monte de ombúes reportó que, pasados 9 años de la exclusión de ganado, las principales variaciones se daban a nivel de la cobertura vegetal a nivel del suelo y del sotobosque, debido a un aumento de la regeneración de árboles, arbustos y herbáceas (Rodríguez-Gallego, 2006).

Los antecedentes de estudios nacionales sobre la relación entre las aves y el bosque son escasos. Rivero & Azpiroz (2018) estudiaron el ensamble de aves en bosques de quebrada del norte del país usando métodos visuales y acústicos (principalmente puntos de conteo), encontrando que es un ambiente con una diversa avifauna, que incluyó 45 especies. Martínez-Lanfranco y colaboradores (2022), encontraron que había mayor riqueza, diversidad y composición de especies en bosques nativos que en forestaciones. A su vez, Fernández (2017), concluyó que las especies encontradas en las plantaciones forestales, eran mayoritariamente generalistas con poblaciones menos abundantes con respecto a los bosques naturales. Otro estudio analizó la relación de la avifauna con la flora a lo largo del río Uruguay, encontrando que esta tenía un patrón de asociación claro entre tamaño, dieta, uso del hábitat y distancia recorrida dentro del bosque de galería (Nores *et al.*, 2005). Nuevamente, las especies fueron identificadas de manera directa, por medio visual o acústico. Por último, no se encuentran antecedentes de estudios que analicen la relación ganado-bosque-aves, por lo que esta tesina podría ser un buen punto de partida para estudiar dicha problemática.

Uso de cámaras trampa para el estudio de aves

En principio los estudios que involucran avifauna suelen realizarse utilizando los métodos tradicionales de muestreo de aves, que son métodos directos, de manera visual o acústica, a partir de transectos o puntos de conteo (Rosenstock *et al.*, 2002). Actualmente se están probando nuevos métodos gracias a las nuevas tecnologías, y uno de ellos es el uso de cámaras trampa. Existen numerosos antecedentes a nivel mundial donde se implementó el uso de cámaras trampa para el registro de aves (Martyr, 1997; Jeganathan, 2002; Dinata, *et al.*, 2008; O'Brien & Kinnaird, 2008; Mosquera-Muñoz *et al.*, 2015; Mere Roncal *et al.*, 2018). Principalmente se han realizado estudios que

buscaban el registro de aves características del sotobosque, permitiendo estimaciones de riqueza de especies, abundancia y observación de patrones de actividad y uso del suelo (Mosquera-Muñoz *et al.*, 2015). También se utilizó este método para registro de aves terrestres del Amazonas (Mere Roncal *et al.*, 2018). En otros estudios aparece como un método especialmente útil para el monitoreo de especies de difícil detección, raras o amenazadas, o para encontrar especies en hábitats donde no se esperaban. Se presenta entonces al uso de las cámaras trampa para el monitoreo de aves como un método sumamente útil y válido para el registro de aves difícilmente identificables por otros medios (Dinata *et al.*, 2008; O'Brien & Kinnaird, 2008). Con estos antecedentes, podemos entender que es un método perfectamente aplicable para el registro de aves que utilizan el suelo o los estratos bajos en un bosque, y es una oportunidad para utilizar la información generada en estudios de mamíferos que rara vez suele ser aprovechada.

Por todo esto, esta tesina no solo puede ser un buen punto de partida para estudiar las relaciones ganado-bosque-aves, que no presenta antecedentes en el país, sino que también se va a presentar como el primer estudio que busque utilizar a las cámaras trampa como método de muestreo de aves en el Uruguay.

PREGUNTAS, HIPÓTESIS Y OBJETIVO

En función de los antecedentes descritos, en particular considerándose que los bosques de Uruguay son muy utilizados por el ganado vacuno, y teniendo en cuenta que existe un grupo importante de aves que hace uso de los recursos del sotobosque y del suelo, la pregunta central abordada por esta Tesina es:

¿Cuál es el efecto del ganado en la estructura del ensamble de aves del sotobosque?

Considerando los precedentes internacionales respecto a los efectos del ganado sobre la estructura del bosque y su avifauna, y la importante carga de ganado en el país, la hipótesis central a evaluar en esta Tesina es:

La herbivoría y pisoteo del ganado, reducen la complejidad de la vegetación del sotobosque y su oferta de alimentos, generando un empobrecimiento del ensamble de aves del sotobosque.

En tal sentido, la predicción a evaluar es la siguiente:

Conforme aumenta la carga ganadera en el bosque, el ensamble de aves del sotobosque se empobrece con la reducción de la riqueza y la abundancia de especies.

En definitiva, los objetivos de la presente Tesina fueron:

General:

Evaluar el efecto del ganado sobre el ensamble de aves del sotobosque en bosques nativos del Uruguay.

Específicos:

- (1) Analizar la carga ganadera y uso de hábitat del ganado bovino dentro de distintos rodales de bosques del centro y litoral oeste de Uruguay.
- (2) Caracterizar el ensamble de aves de sotobosque a través del monitoreo con cámaras trampa.
- (3) Analizar la relación entre la carga ganadera y la estructura del ensamble de aves del sotobosque, mediante distintos indicadores (riqueza, composición, dominancia, abundancia relativa).
- (4) Analizar la relación entre la carga ganadera y la estructura de la vegetación del sotobosque como posible explicación del efecto sobre la avifauna.
- (5) Evaluar la utilización de las cámaras trampa como un método efectivo de monitoreo para la avifauna en bosques.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente proyecto se enmarcó en el programa de monitoreo de la diversidad en predios forestales realizado por el grupo BEC (Biodiversidad y Ecología de la Conservación) del Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA), en el marco de un Acuerdo de cooperación con la empresa forestal Montes del Plata (MDP) y la Universidad de la República. En particular, el trabajo se nutrió de muestras fotográficas recabadas en el marco de la Tesis Doctoral de la Lic. Alexandra Cravino, docente del BEC. Dicha tesis se enfoca en el monitoreo de mamíferos de mediano y gran porte mediante cámaras trampa en distintos ambientes (pastizales, bosques nativos, rodales forestales, cortafuegos) dentro de paisajes forestales de la empresa MDP.

En la presente tesina, se propuso analizar la base de fotografías -79017 fotos- tomadas entre 2015 y 2017 en 107 estaciones de cámaras trampa colocadas en distintos bosques, a los efectos de evaluar la avifauna del sotobosque, la carga de ganado y la estructura de la vegetación del sotobosque.

Área de estudio

Uruguay se encuentra dentro de la “Región Pampeana” (Cabrera & Willinks, 1973), y por encontrarse en una zona de confluencia biogeográfica entre biomas de pastizales y bosques subtropicales y secos, y disponer de una extensa red de cursos de agua y humedales, alberga una diversa avifauna respecto a su pequeña superficie (Azpiroz, 2012). Asimismo, Uruguay es lugar de residencia de múltiples aves migratorias provenientes de varias partes del mundo, favorecidas por su temperatura templada, inviernos suaves que permiten la llegada de aves del sur, y veranos cálidos que atraen a las migradoras del norte (Olmos, 2009).

Este proyecto se centró en bosques localizados en las regiones centro y litoral oeste de Uruguay, abarcando cinco áreas de estudio (Fig. 1), ubicadas dentro de predios forestales de la empresa Montes del Plata (MDP). Los Arroyos (LA) (33°12'31.52''S, 56°53'17.63''O), ubicada en la región norte del departamento de Flores, sobre la costa del río Yi, dentro de la ecorregión Escudo Cristalino (EC). El Matorral (EM) (33°0'36.56''S, 57°33'22.78''O) se ubica en la región sur del departamento de Río Negro, sobre la costa del río Negro, en la ecorregión Cuenca Sedimentaria del Oeste

(CSO). Las Lilas (LL) (32°37'23.73''S, 57°12'33.63''O) también se localiza en la CSO, en el centro del departamento de Río Negro, adyacente a la Cuchilla de las Averías. Rincón del Río (RR) (32°31'5.35''S, 55°43'11.54''O) se localiza en el noreste de Durazno, sobre la costa del río Negro, en la ecorregión Cuenca Sedimentaria Gondwánica (CSG). En esta misma ecorregión se encuentra Cueva del Tigre (CT) (32°36'7.14''S, 55°32'12.97''O), localizado al noreste de Durazno sobre la Cañada del Tigre.

Las áreas localizadas en la CSG están caracterizadas fundamentalmente por lomadas y gran diversidad de suelos, siendo el uso forestal y ganadero los más expandidos, constatándose una expansión agrícola reciente. La riqueza potencial de aves para estos sitios es de 232 especies para las cuadrículas H16 y H17 (Brazeiro, 2015).

Las áreas en la CSO se caracterizan por lomadas suaves y colinas con suelos profundos con pedregosidad, y cuyo uso de suelo dominante es actualmente la agricultura, ganadería y recientemente la forestación, existiendo una superficie importante con suelos de prioridad forestal. La riqueza potencial de aves para estos sitios es de 264 especies para las cuadrículas O19 y N17 (Brazeiro, 2015).

Por último, el área correspondiente al EC está caracterizada por lomadas suaves, colinas y valles ocasionalmente rocosos, cuyo uso de suelo dominante es el ganadero y el agrícola, y en menor medida el forestal. La riqueza potencial de aves para este sitio es de 236 especies para la cuadrícula M20 (Brazeiro, 2015).

Descripción de los bosques relevados

De acuerdo con el esquema de clasificación de ecosistemas boscosos de Uruguay (Brazeiro *et al.*, 2020; Bentancourt, 2021), los bosques relevados se clasifican en dos grandes tipos según la apertura del dosel: sabanas arboladas y bosques latifoliados. Las sabanas arboladas, conocidas a nivel local como bosques parque, se caracterizan por tener un estrato arbóreo disperso de 4-6 m de altura, y un estrato herbáceo continuo de altura variable. La especie arbóreas más típicas y dominante es *Vachellia caven*, que puede ser acompañada por *Schinus longifolia* y *Scutia buxifolia*, entre otros. En este estudio, este tipo de ecosistema fue clasificado como bosque de dosel abierto, marcando el contraste con el resto de los bosques latifoliados, caracterizados por tener un dosel arbóreo casi continuo.

Dentro de los bosques latifoliados (BL), clasificados aquí como de dosel cerrado, se identificaron cinco tipos según el esquema de Brazeiro *et al.* (2020) y de Bentacourt (2021), dos de planicie (pendiente <10%): vargedícola y paludícola, y 3 serranos (pendiente >10%): serrano, de escarpa y de roquedal. El BL de planicie vargedícola, mejor conocido como bosque fluvial, fue el más común. Este tipo de ecosistema se desarrolla en las planicies de inundación de ríos, son periódicamente inundable por el desborde de ríos o arroyos. El estrato arbóreo es relativamente alto (5-9m), en algunos casos con árboles emergentes de 10-12m. La cobertura de la vegetación herbácea es muy baja, pero suele ser alta la de mantillo. Presenta una alta diversidad de árboles, principalmente de Mirtáceas, tales como *Blepharocalyx salicifolius*, *Eugenia uruguayensis*, *Allophylus edulis*, además de otras especies comunes como *Schinus longifolia* y *Scutia buxifolia*.

El BL paludícola, llamado comúnmente bosque pantanoso, se define principalmente por tener un sustrato permanentemente saturado de agua, debido a drenajes obstruidos. Se disponen en forma de parches de tamaño variable en las depresiones entre laderas, generalmente rodeados por bañados. El suelo, muy húmedo, presenta una elevada cobertura de mantillo y presencia de musgos en algunas zonas. El estrato herbáceo tiene una cobertura de media a alta conformado principalmente por helechos (destacando *Blechnum brasiliense* y especies de los géneros *Thelypteris* y *Asplenium*). Siguiendo con la respuesta a la humedad, se encuentran varias especies hidrófilas como *Adennostemma brasiliense* y *Boehmeria cylindrica*. La diversidad de especies arbóreas fue alta, integrándose principalmente por Mirtáceas (sobre todo *Eugenia uruguayensis*) así como *Calliandra tweedii* y la palmera *Syagrus romazoffiana*.

El bosque serrano se destaca por ubicarse en paisajes con pendiente moderada a fuerte y una importante cantidad de rocas afloradas (Brazeiro *et al.* 2020). El suelo suele tener una elevada cobertura de mantillo y una baja cobertura del estrato herbáceo. La cobertura del dosel arbóreo es alta, con una altura entre 4 y 8m. En el área de estudio se observó la presencia de algunas especies trepadoras y epífitas. *Maytenus ilicifolia* fue la especie arbustiva más abundante y *Myrcianthes cisplatensis* y *Myrrhinium atropurpureum* las arbóreas dominantes. El bosque con roquedal se distribuye como bosquetes densos con doseles de altura media que están asociados a afloraciones rocosas

en una matriz de pastizales sobre laderas de pendiente suave a moderada. El estrato herbáceo está altamente dominado por diversas gramíneas, el arbustivo por *Cestrum parqui* y en el estrato arbóreo se destacan *Eugenia uniflora*, *Myrcianthes cisplatensis*, *Sebastiania commersoniana*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Scutia buxifolia* y *Allophylus edulis*. El bosque escarpa se define por ubicarse en sitios con fuerte declive entre la cima y el fondo del valle acompañado en general de rocas sedimentarias (Areniscas) (Brazeiro *et al.* 2020). La rocosidad en este bosque es alta y la pendiente varía desde suave a muy fuerte. La cobertura del estrato herbáceo es alta, dominando *Oplismenus hirtellus*, *Carex sellowiana*, entre otras. El estrato arbustivo en el área de estudio estuvo dominado por *Daphnopsis racemosa*, *Pavonia sepium* y *Cestrum cf parqui*. Entre los árboles se destacó la presencia de *Sebastiania commersoniana* pese a la gran diversidad de especies, y en ciertas zonas se observaron árboles emergentes (alturas entre 8 a 12m) de *Ocotea acutifolia* y *Myrsine coriácea*.

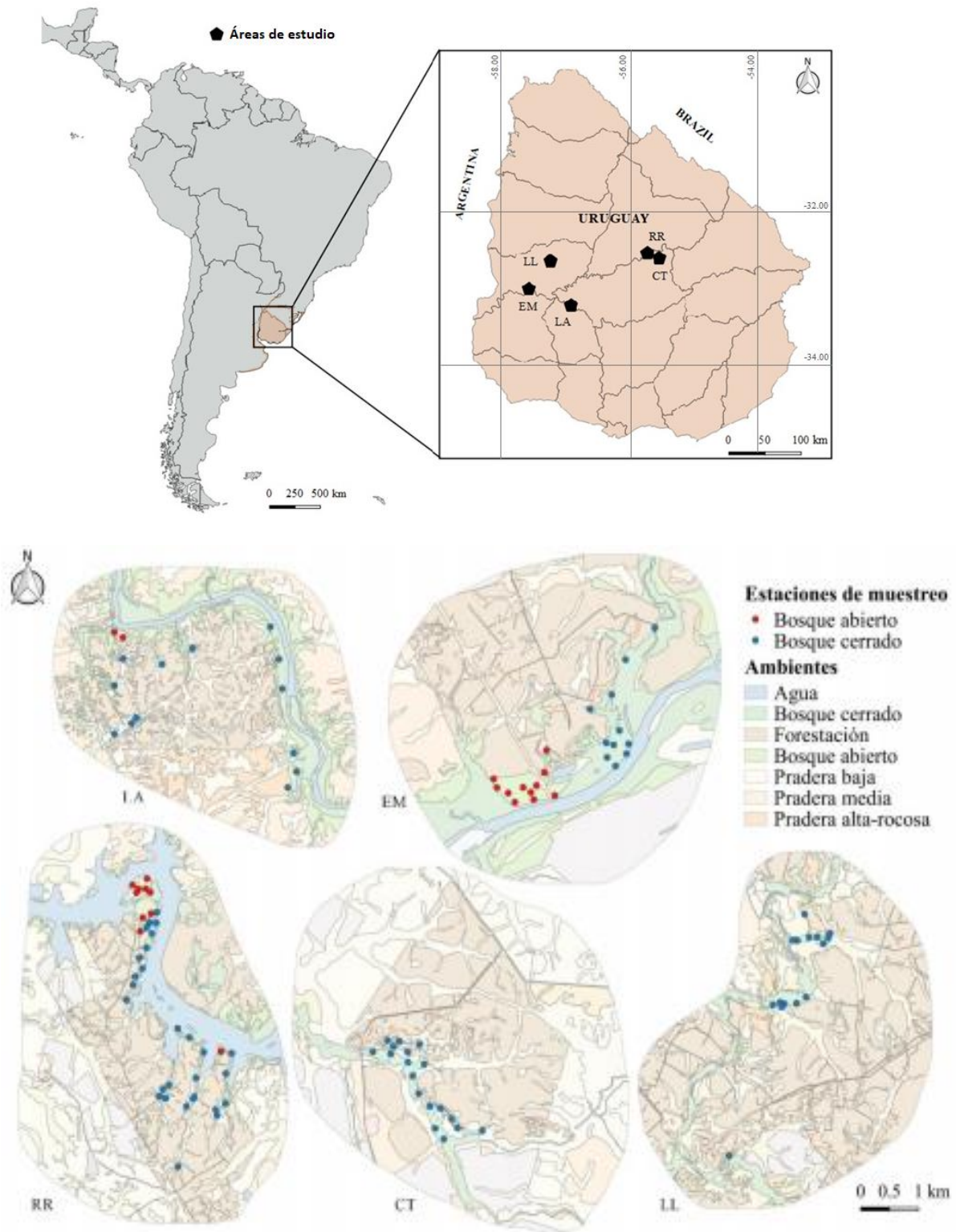


Figura 1. Área de estudio y diseño de muestreo. **Panel superior:** localización de los cinco sitios de estudio en la región centro-oeste de Uruguay. LA: Los Arroyos (Flores), EM: El Matorral (Río Negro), RR: Rincón del Río (Durazno), CT: Cueva del Tigre (Durazno), y LL: Las Lilas (Río Negro). **Panel inferior:** Mapeo de los principales ambientes naturales (bosques, praderas) y plantaciones forestales en los cinco sitios de estudio, localizados en predios forestales de la empresa Montes del Plata. Se indican también las estaciones de muestreo discriminadas entre bosques abiertos y cerrados.

Diseño de muestreo del ensamble de aves

Se relevaron un total 107 estaciones de muestreo distribuidas en el territorio según un diseño aleatorio estratificado, cubriendo distintos tipos de bosques desde dosel más abierto (bosque parque) hasta doseles más cerrados (fluvial, pantanoso, con roquedal, escarpa y serrano) (Fig. 2). Para el muestreo se usaron cámaras trampa (Stealth Cam G42NG) que permanecieron activas durante aproximadamente 3 meses. Cada punto de muestreo se encuentra separado del siguiente por al menos 0,5 km de distancia para poder disminuir la probabilidad de detectar el mismo individuo en distintas cámaras y así registrar eventos independientes.

Durante todo el muestreo las cámaras permanecieron activas las 24 horas del día y fueron programadas para obtener tres fotografías de 10 megapíxeles, con alta sensibilidad y un descanso posterior de 15 segundos antes del siguiente disparo. No fueron empleados cebos y la vegetación adyacente que pudiera potencialmente activar la cámara fue removida para maximizar la detección y facilitar el reconocimiento de las especies. La altura de colocación de las cámaras varió entre 50 a 70 cm para reducir variaciones en detectabilidad por tamaño corporal y/o ángulo de captura de la cámara (Meek *et al.*, 2015). Se estima que las cámaras captan en promedio un espacio de 5 m de profundidad horizontal, 3 m de ancho, y 2 m de altura desde el suelo.

Según el tipo de dosel del bosque – abierto o cerrado – se tiene que del total de estaciones cámara, el 20% representan al bosque abierto y el 80% restante al bosque cerrado.

Disgregando por subtipo de bosque, en bosque abierto (BA), esto no genera ninguna diferencia dado que el total de las estaciones cámara fueron colocadas en bosque parque. En cambio, las estaciones en bosques cerrados (BC) abarcaron bosque fluvial, bosque pantanoso, bosque roquedal, escarpa y bosque serrano (Fig. 2). Al constatarse que en el establecimiento Las Lilas, el ganado había sido excluido por decisión de la empresa, se decidió descartar las observaciones de este establecimiento para estimar la incidencia y la tasa de captura del ganado en bosques.

En lo que corresponde al bosque fluvial, fueron colocadas 42 cámaras (49% del total del BC), que si se restan las 7 cámaras que pertenecieron a Las Lilas, da un total de 35 cámaras. Pasando al bosque pantanoso, contó con 12 cámaras (14% del BC). Con

relación al bosque de roquedal, se establecieron 11 estaciones cámara (13% del BC). En lo que respecta al bosque de escarpa, se establecieron 13 estaciones (15% del BC). En cuanto al bosque serrano, se colocaron 8 estaciones (9% del BC), y dado que todas las estaciones del mismo se encontraban en el establecimiento Las Lilas hubo una ausencia total de ganado.

Se utilizó la información previamente recabada por el grupo BEC sobre la fisonomía de los bosques en el área de estudio. En cada tipo de bosque, el componente arbóreo adulto se relevó en parcelas modificadas de Gentry de 0.1ha -5 transectas de 2x100m- (Boyle, 1996). En cada transecta se identificaron y midieron todos los individuos arbóreos adultos mayores o iguales a 2.5cm de DAP (diámetro a la altura del pecho, aprox. 1,3 m). Para cada individuo se anotó el estrato que ocupa en el bosque (sotobosque, dosel o emergente). Para todas las transectas se registró la posición topográfica, la orientación de la pendiente, las coordenadas y altura de inicio y final. Adicionalmente, en cada transecta, cada 10 metros se midió la altura media del dosel. La regeneración arbórea se midió en 3 cuadrantes de 2x2m anidados en cada una de las transectas de adultos: al inicio (10 a 12m), en la zona media (50 a 52m) y hacia el final (90 a 92m). Se identificaron y midieron todos los juveniles arbóreos nativos y exóticos (altura $\geq 0,5$ m y DAP $< 2,5$ cm). En los mismos cuadrantes se realizó una evaluación fisonómica a través de la identificación de 9 categorías o estratos (suelo desnudo, mantillo, troncos caídos > 10 cm de diámetro, herbáceas, arbustos, regeneración arbórea, árboles de sotobosque, dosel y emergentes). De cada uno de estos estratos se estimó la cobertura (%) según las categorías de Braun-Blanquet (< 1 , 1-5, 6-25, 26-50, 51-75, 76-100). Asimismo, se determinó la altura de cada estrato vegetal.

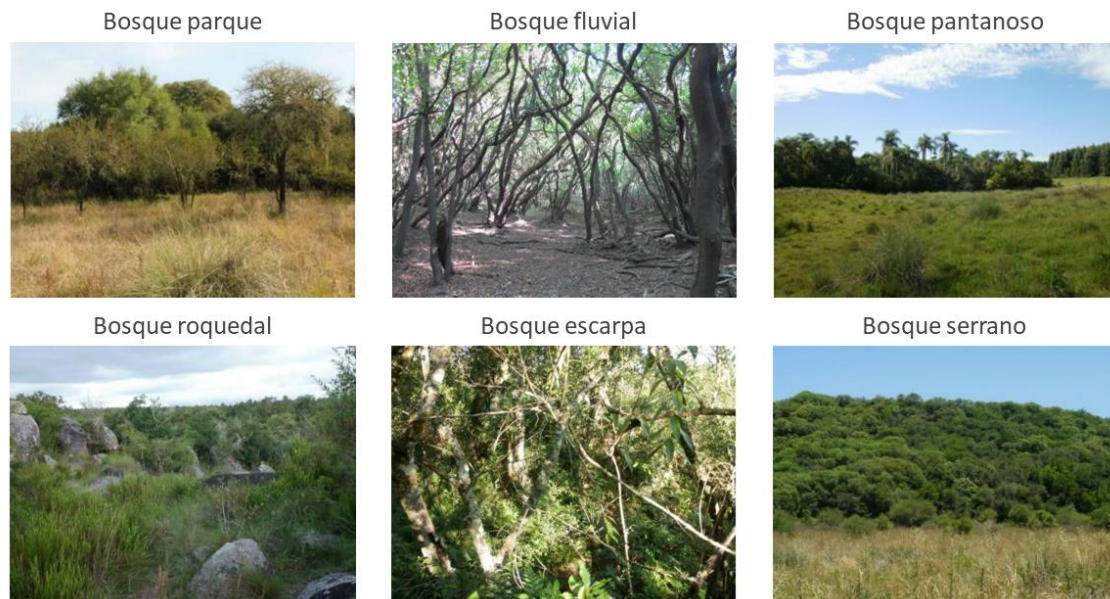


Figura 2. Fotografías de los subtipos de bosques nativos relevados (i.e. bosque parque, bosque fluvial, bosque pantanoso, bosque roquedal, bosque escarpa y bosque serrano)

Procesamiento de datos

Para el presente trabajo se utilizó un total de 79017 fotos, las cuales sólo se habían analizado para el estudio de los mamíferos silvestres, pero nunca habían sido analizadas considerando aves y ganado. Se agregaron todos los registros como suma durante el período de observación (6 meses) y luego se ponderó por la cantidad de días que estuvo funcionando cada cámara. Se usó el programa Exifpro 2.1 (Kowalski, 2013) para el procesamiento de las imágenes, ya que permite colocar etiquetas con los nombres de las especies y otros datos que luego pueden ser extraídos como metadata para posterior procesamiento. En este punto, se colocaron etiquetas referentes a la especie (*e.g.* “Sp_Bos taurus”), la cámara (*e.g.* “cam1”), número de individuos, y en casos puntuales también etiquetas de ciertos comportamientos observados (*e.g.* “Obs_H,C”, refiriendo a hembra con crías).

Se consideraron como registros independientes las visitas de las especies dentro de períodos de 1 hora (*i.e.* varias visitas dentro de ese lapso son un único registro). La excepción a dicho criterio fue cuando en una única visita se contabilizó más de un individuo, en tal caso el número de registros es igual al número de individuos. Estos lapsos se eligieron por ser adecuados en otros trabajos regionales que realizaron monitoreo de especies de mamíferos (Lantschner, 2012; Decarre, 2016). Con este

mismo criterio se relevó tanto aves como ganado. En este último identificando individuos mediante coloración, patrones de manchas y número identificadorio en la caravana. Posteriormente, se utilizó el paquete camtrapR (Niedballa *et al.*, 2017) en el software estadístico R (R Core Team, 2017) para el procesamiento de la metadata.

Sobre el total de fotografías obtenidas por sitio, se generaron datos de incidencia (número de estaciones con registros sobre el total de estaciones) y tasa de captura (registros/noches-cámara) del ensamble de aves, especies de aves y del ganado (desde aquí referida como TC). Esta última se calculó como el número de eventos independientes sobre el número de noches-cámara (*i.e.* esfuerzo de muestreo). Esto se realizó a nivel general, y separando por tipo de dosel (abierto o cerrado) y por subtipo de bosque (bosque parque, serrano, roquedal, escarpa, fluvial y pantanoso).

Análisis de datos

Uso del ganado bovino en bosques nativos

Con el fin de cuantificar cuánto usa el ganado los bosques nativos se evaluó la incidencia y tasa de captura dentro de los bosques en general (desde aquí “bosque general” hace referencia a la evaluación dentro de todos los bosques de manera conjunta) y luego por tipos y subtipos. Se calcularon los intervalos de confianza al 95% de las incidencias y para evaluar posibles diferencias en los distintos tipos de bosques se realizó una prueba de chi cuadrado realizada en el software estadístico PAST (Hammer *et al.*, 2001) con relación a la incidencia de bosque general. Para analizar los cambios de la tasa de captura en los tipos y subtipos de bosques se realizaron modelos lineales generalizados (GLM) con una distribución binomial negativa en el software estadístico R (R Core Team, 2017). Para esto fueron utilizados los conteos ponderados por esfuerzo de muestreo (argumento “offset” dentro del paquete *stats*) (R Core Team 2017) y a su vez se diagnosticó la sobredispersión de los datos.

Ensamble de aves mediante cámaras trampa

Se estudió la incidencia, riqueza (acumulada, promedio y curva de acumulación de especies con esfuerzo de muestreo) y tasa de captura del ensamble de aves, así como la composición de especies e incidencia y tasa de captura de las especies. Se identificaron los órdenes, familias y especies dominantes. Todo se realizó tanto para el bosque

general como por tipo y subtipo de bosque. Se estimó la riqueza acumulada de los tipos de dosel mediante *Hill Numbers* (hD), método que considera 3 parámetros para describir la diversidad, que se diferencian en la sensibilidad a la abundancia de las especies raras (Chao *et al.*, 2014; Jost, 2007). La diversidad del orden 0 (0D) representa la mera riqueza de especies basado en su incidencia; en este caso, todas las especies de la muestra (de raras a abundantes) son igualmente ponderadas en la ecuación (Chao *et al.*, 2014). La diversidad de orden 1 (1D) relativiza las especies según su abundancia relativa reflejando más que nada las especies con abundancia relativa baja o media, *i.e.* las especies comunes (Chao *et al.*, 2014). Por último, la diversidad de segundo orden (2D) refleja la diversidad ponderando especialmente las especies con abundancia relativa alta, es decir, las especies dominantes (Chao *et al.*, 2014). A su vez se comparó la riqueza acumulada entre los tipos de dosel mediante un GLM con distribución de Poisson. Estos dos análisis se realizaron en el programa estadístico R con el paquete *iNEXT* (R Core Team 2017). En el programa estadístico PAST (Hammer *et al.*, 2001) se realizó una prueba PERMANOVA de una vía con distancia euclidiana para analizar posibles diferencias en la composición del ensamble según el tipo de dosel. Se realizaron diagramas de dispersión modificados de Olmstead Tukey (Sokal & Rohlf, 1969) graficando la tasa de captura media contra la incidencia de cada una de las especies para clasificar a las especies en términos relativos como raras (tasa de captura e incidencia más baja que los valores medios), dominantes (con tasa de captura e incidencia más altas que los valores medios), constantes (tasas de captura más bajas que los valores medios e incidencia más alta) y ocasionales (con tasas de captura más altas que los valores medios e incidencia más baja).

Finalmente se analizó el poder de captura de aves de las cámaras analizando los eventos registrados según el tamaño de los individuos. Los datos de tamaños se extrajeron a partir de dos fuentes (Azpiroz, 2012; Olmos, 2009), primero promediando cuando los valores diferían entre macho y hembra, para obtener un único valor de tamaño por especie por fuente; y luego promediando entre ambas fuentes. Para todos estos análisis, se excluyeron los datos de “Ave sp.” (registros fotográficos de aves que no se logró identificar especie).

Ganado vacuno y aves

Para estudiar las posibles interacciones ganado – aves, inicialmente se evaluó la riqueza acumulada (o diversidad gamma) y promedio (o diversidad alpha), y la tasa de captura de aves, en función de la presencia y de la carga ganadera (TC de ganado). Se estimó la diversidad gamma de aves en estaciones con y sin ganado mediante los *Hill Numbers* ($^{\alpha}D$) con el paquete *iNEXT* (R Core Team 2017). Se realizó un GLM con distribución de Poisson para evaluar la variación de la riqueza de aves ante la carga ganadera del software estadístico R (R Core Team, 2017). Con el fin de evaluar la variación en la TC de aves ante la presencia/ausencia de ganado, así como también frente a la carga ganadera, se realizaron GLM con una distribución binomial negativa ambos análisis se hicieron tanto para bosque general como por tipo y subtipo de bosque.

Finalmente se evaluó la variación de composición del ensamble ante la presencia de ganado mediante una prueba PERMANOVA de una vía con distancia euclidiana en el programa PAST (Hammer et al., 2001). Se analizó en términos relativos la modificación de dominancia del ensamble ante presencia y ausencia de ganado utilizando nuevamente el diagrama modificado de Olmstead Tukey (Sokal & Rohlf, 1969). En las especies que se observó un cambio en TC y/o incidencia se realizaron GLM con distribución Binomial negativa y Binomial, respectivamente.

Se evaluó a su vez, el potencial efecto del ganado sobre la complejidad estructural de la vegetación. Para ello fue asignado a cada estación de muestreo información sobre las coberturas de suelo desnudo, mantillo, herbáceas y arbustos, y las alturas de herbáceas y arbustos. Se generó para cada sitio una estimación de los estratos presentes, tomando a un estrato como presente cuando presentó una cobertura mayor al 10%. Posteriormente se analizó la correlación lineal entre las variables, para así trabajar únicamente con variables independientes, tomando como punto de inflexión $R > 0.75$. Se estudió la correlación lineal y se graficaron las relaciones de cada variable con la TC del ganado como análisis exploratorio de posibles correlaciones que no fueran lineales, con el fin de advertir si alguna variable se relacionaba significativamente con la misma. Para detectar agrupaciones de sitios según su similitud fisonómica, se realizó un análisis de clúster basado en una matriz de distancia euclidiana. Se clasificaron los sitios según carga ganadera, considerándose como referencia la tasa de captura promedio de todas las especies de mamíferos (0.3 registros/noches-cámara) (González-Buve, 2022), ya que

son el grupo de estudio objetivo de las cámaras. Así se definieron tres grupos, carga ganadera nula (ausencia de ganado), media (con TC de ganado ≤ 0.3 registros/noches-cámara) y alta (TC > 0.3 registros/noches-cámara). A partir de esto, se hizo en PAST (Hammer et al., 2001) una prueba ANOSIM para evaluar si la TC del ganado afecta la fisonomía de los bosques. También se realizó en el mismo programa un análisis SIMPER, para saber que variable explicaba más las posibles diferencias entre estos tres grupos. Por último, se realizó una prueba de Mantel a partir de la matriz de distancia fisonómica entre sitios y de una matriz biótica de distancia entre sitios en base a la TC de las especies de aves, para analizar si la variabilidad de la fisonomía podría explicar la variabilidad en composición y TC del ensamble de aves.

RESULTADOS

1. Ganado bovino en bosques nativos de Uruguay

1.1 Incidencia

Como ya fue mencionado anteriormente, para estos análisis fue excluido el establecimiento “Las Lilas” obteniendo un total de 92 estaciones de cámara trampa. El ganado estuvo presente en 66 estaciones, obteniendo una incidencia -número de estaciones con registros- de un 72% para bosque general (Tabla 1). Cuando se analizó según el tipo de dosel del bosque -abierto o cerrado– se obtuvo una incidencia del 67% para el bosque abierto y 73% para el bosque cerrado (Tabla 1).

Al disgregar por subtipo de bosque, en cuanto al bosque abierto (BA), esto no genera ninguna diferencia dado que el total de las estaciones cámara fueron colocadas en bosque parque -de ahora en más solo se hablará de BA-. En cambio, las estaciones en bosques cerrados (BC) abarcaron varios tipos de bosques. En lo que corresponde a bosque fluvial, roquedal y escarpa, la incidencia fue similar a la del bosque general según la prueba de chi cuadrado (77%, 91% y 77% respectivamente). Por su parte, el bosque pantanoso, mostró una notoria reducción en la incidencia del ganado, siendo esta 42%. Debido a que el bosque serrano se encontraba únicamente en el establecimiento “Las Lilas” no presentó registros de ganado (Tabla 1).

Tabla 1. Número de estaciones, estaciones con ganado, incidencia, índice de confianza del 95% (IC 95%) y p-valor, para todos los tipos de bosques.

	Estaciones	Estaciones con ganado	Incidencia (%)	IC 95%	P-valor* comparación X^2
Bosque general	92	66	72	63-81	
Tipo de dosel					
Cerrado	71	52	73	63-83	0.89
Abierto	21	14	67	47-87	0.65
Subtipo					
Fluvial	35	27	77	63-91	0.57
Pantano	12	5	42	14-70	0.038
Roquedal	11	10	91	74-108	0.18
Escarpa	13	10	77	54-100	0.71
Serrano	8	0	0	-	-
Parque	21	14	67	47-87	0.65

* comparación de cada tipo de bosque con respecto al bosque en general.

1.2 Tasa de captura

La tasa de captura (TC) promedio en la totalidad del estudio presentó un valor de 0.573 registros/noches-cámara. Por otra parte, la misma varió desde estaciones de 0 -ausencia total de ganado- hasta superiores a 6 registros/noches-cámara (Fig. 3).

Las tasas de capturas promedio de ganado variaron según el tipo de dosel del bosque (Fig. 3), siendo mayor en bosques abiertos, de hecho, más del doble que en bosques cerrados, y teniendo también la TC máxima obtenida (6.187 registros/noches-cámara) (GLM, $p=1.27e^{-07}$, Fig. 4). Analizando por subtipo de bosque cerrado, tanto bosque fluvial, como pantano y escarpa presentaron valores similares que rondan los 0.35 registros/noches-cámara. Por otro lado, bosque roquedal obtuvo una mayor TC promedio de aproximadamente el doble a los otros bosques de dosel cerrado. Al analizar la significancia de los datos mediante un GLM con respecto al bosque fluvial (grupo de referencia), el bosque roquedal difirió de manera marginalmente significativa con una mayor TC (GLM: $p=0.082$), mientras que en bosque pantano y escarpa no se evidenciaron diferencias (GLM: $p=0.603$ y 0.668 respectivamente) (Fig. 5). Se realizó una inspección visual de los residuos de los GLM, para analizar la presencia de eventuales tendencias no deseadas en la dispersión (Anexo).

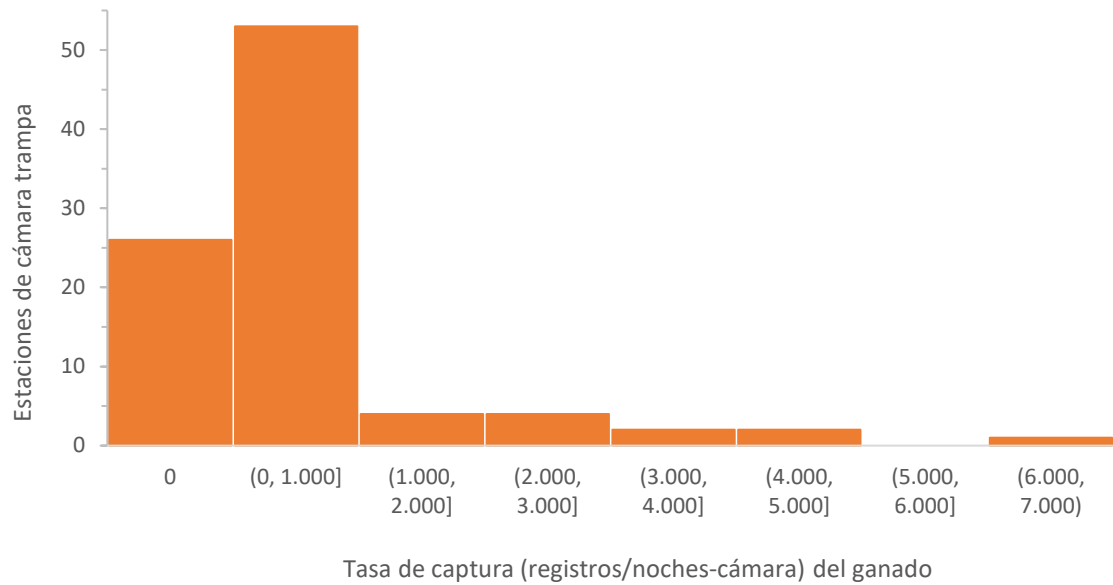


Figura 3. Histograma sobre la tasa de captura (registros/noches-cámara) del ganado según el número de estaciones de cámara trampa.

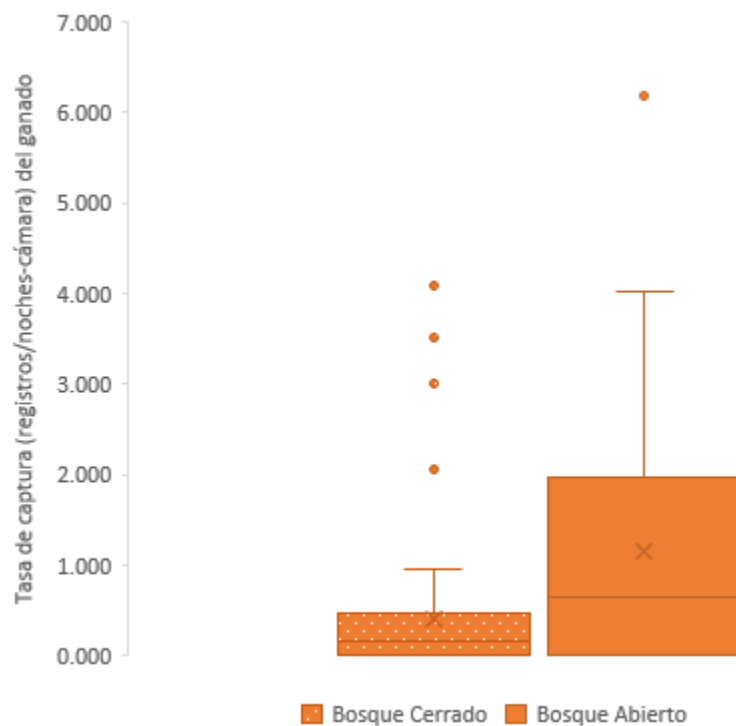


Figura 4. Boxplot de TC (registros/noches-cámara) del ganado según el tipo de dosel. La cruz representa la media de los datos, la línea horizontal la mediana, la caja el rango Q1-Q4, la barra el extremo superior y los puntos indican valores atípicos (outliers).

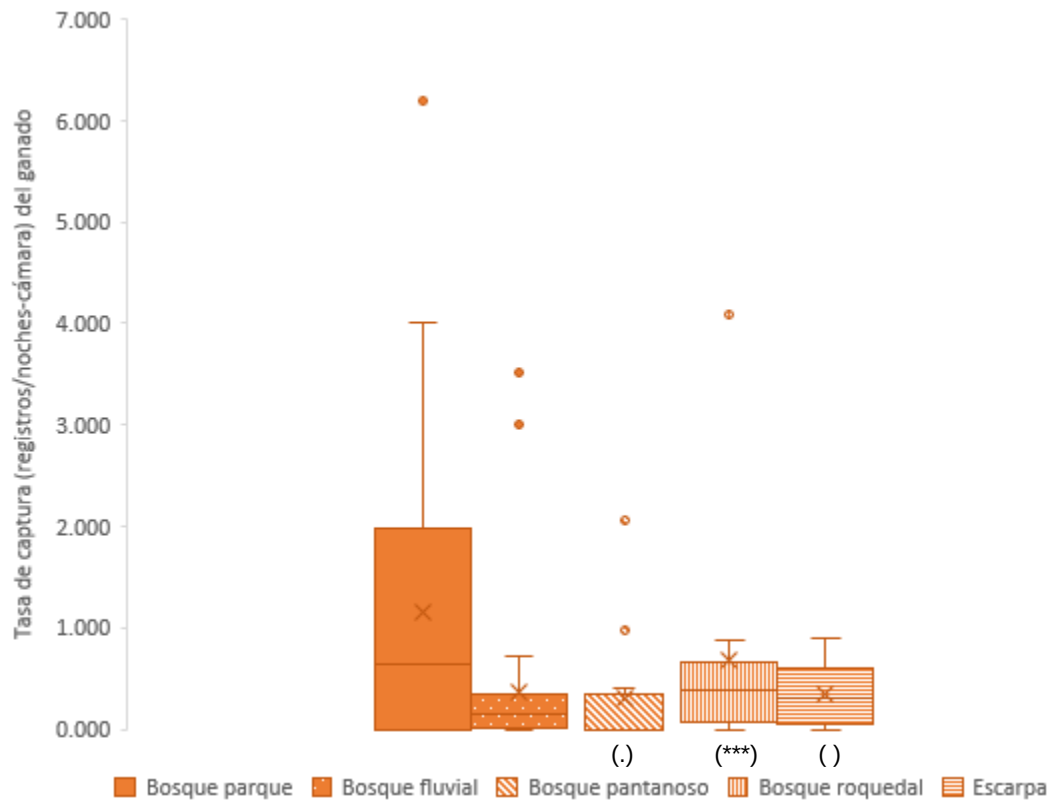


Figura 5. Boxplot de TC del ganado (registros/noches-cámara) según el subtipo de bosque. Códigos de significancia del GLM de bosques cerrado: (***) <0.001; (.) <0.1; () No significativo. El grupo de referencia es el bosque fluvial. La cruz representa la media de los datos, la línea horizontal la mediana, la caja el rango Q1-Q4, la barra el extremo superior y los puntos indican valores atípicos (outliers).

2. Ensamble de aves del sotobosque detectado mediante cámaras trampa

Del total de estaciones de cámaras colocadas, el 64% (68 estaciones) registró presencia de aves. Las 68 cámaras lograron registrar un global de 31 especies, pertenecientes a 13 órdenes y 22 familias.

2.2 Riqueza

La riqueza de aves (de aquí en más, RA) varió en las diferentes estaciones, desde 0 especies detectadas hasta un máximo de 8 con una distribución decreciente con el número de estaciones. El valor de riqueza más frecuente fue 0 -ninguna especie detectada-, seguido por riqueza = 1. Únicamente una estación logró capturar el máximo de riqueza -8 especies- (Fig. 6). Igualmente, al analizar la relación entre riqueza acumulada y esfuerzo de muestreo, se observó una curva de acumulación bastante completa (Fig. 7).

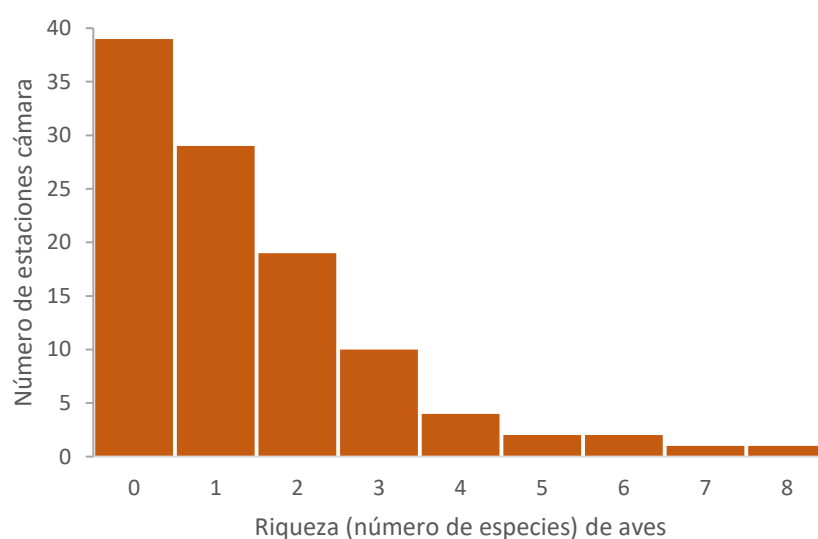


Figura 6. Histograma de la riqueza (número de especies) de aves registradas en las estaciones cámaras de los diferentes bosques nativos de Uruguay.

La RA comparando BC y BA, difiere solamente en muestras grandes y en el estimador 0D , siendo mayor en estaciones de BC (Fig. 7). A su vez, la RA estimada fue similar a la observada en BA, pero fue mayor en casi 10 especies en BC (Tabla 2).

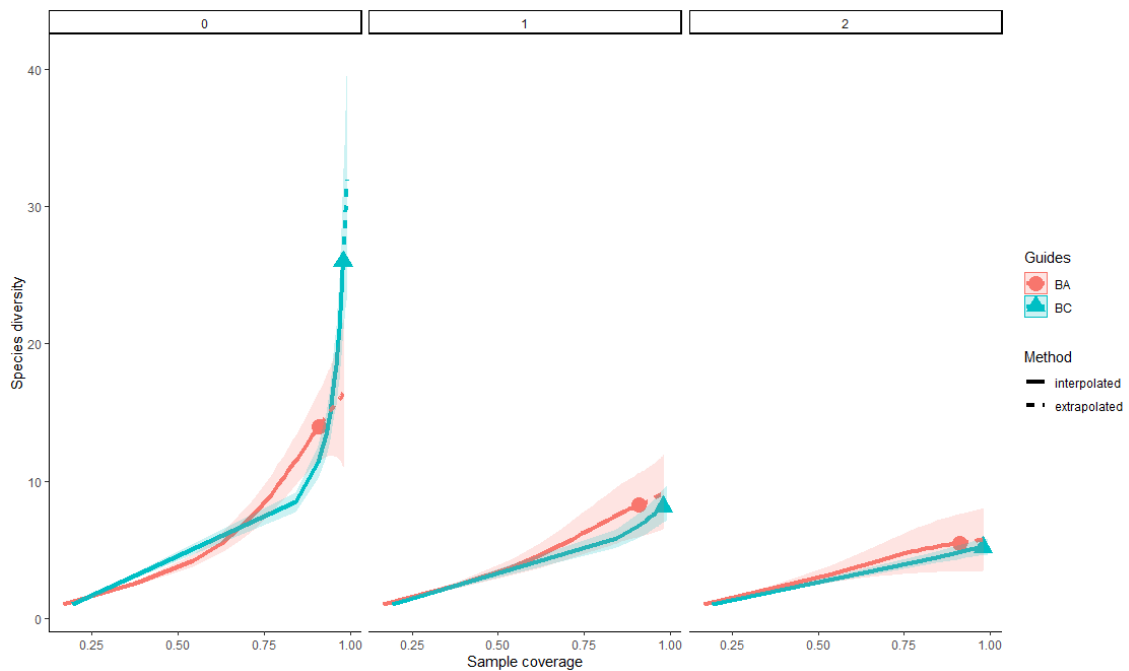


Figura 7. Curvas de interpolación y extrapolación de diversidad de números de Hill de orden q (qD) con los intervalos de confianza al 95% (sombra coloreada). Se grafica la diversidad esperada en función de la cobertura muestral (sample coverage) para los estimadores de diversidad 0D , 1D y 2D , para bosque cerrado (BC en celeste) y bosque abierto (BA en rojo). La cobertura muestral de una comunidad es la probabilidad total de ocurrencia de las especies observadas en la muestra.

Tabla 2. Riqueza acumulada observada y estimada diferenciada por tipos de dosel. Se representa el intervalo de confianza al 95% (IC 95).

Tipo de dosel	Observada	Estimada	IC 95
BA	14	17.067	14.5 – 33.0
BC	26	36.102	28.3 – 71.2

El GLM entre la riqueza de aves y el tipo de dosel indicó un aumento de la riqueza de manera significativa para el bosque cerrado (GLM, $p = 0.00268$, Fig. 8).

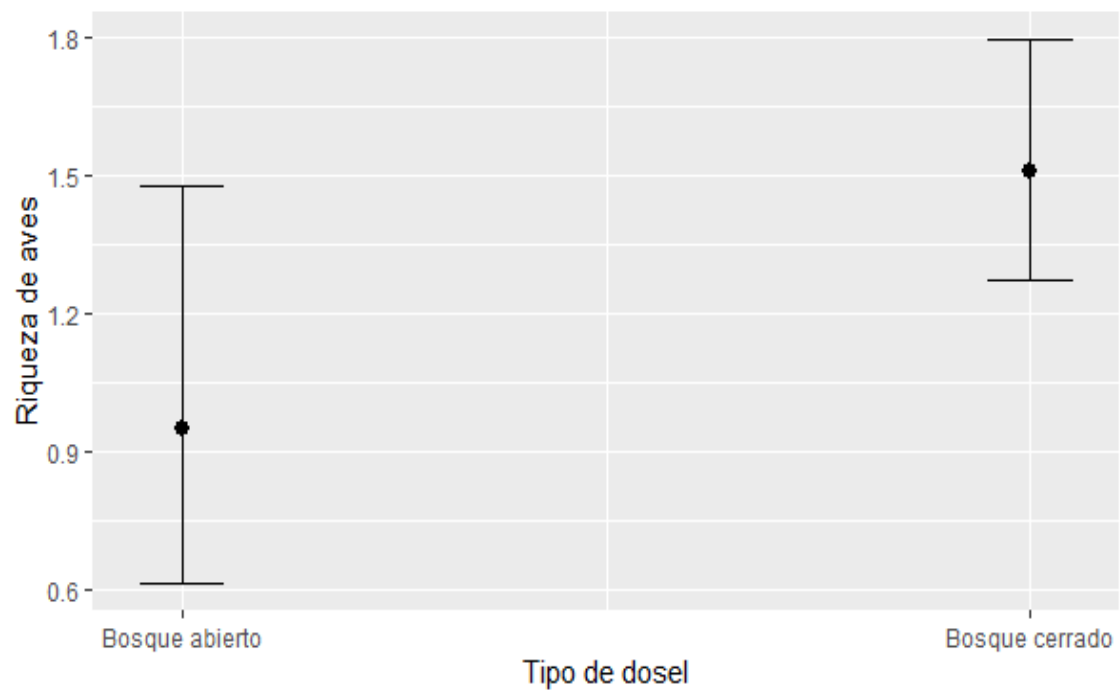


Figura 8. Gráfico del modelo lineal generalizado comparando la riqueza en bosque abierto y en bosque cerrado

2.3 Tasa de captura del ensamble

La tasa de captura del ensamble de aves varió entre 0 -ausencia de registros- hasta un máximo de 0.6 registros/noches-cámara. Las tasas de captura más abundantes en el estudio fueron entre > 0 y 0.075 registros/noches-cámara presentes en el 44% de las estaciones, seguidas por la ausencia total de registros. Las TC mayores estuvieron menos representadas (Fig. 9).

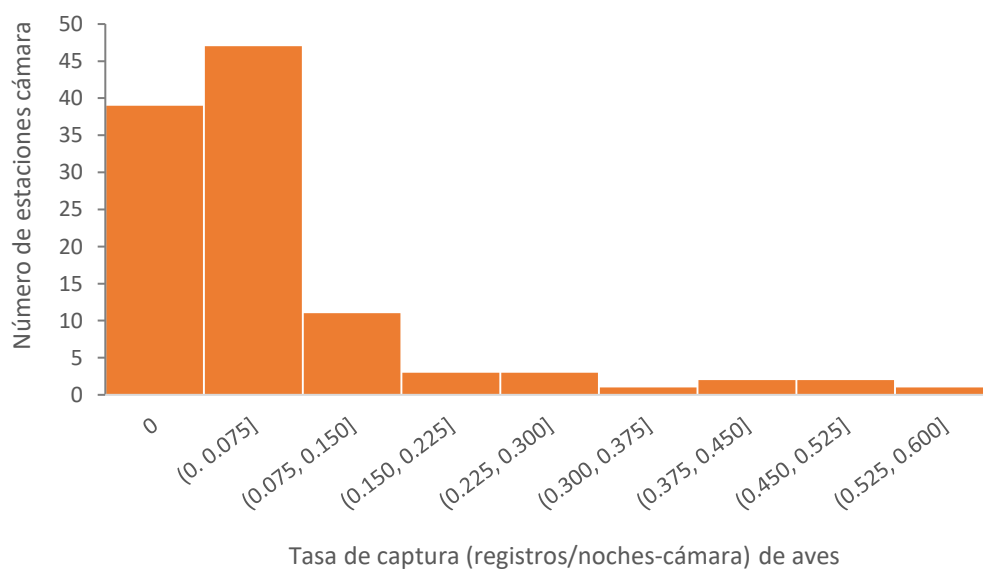


Figura 9. Histograma de tasa de captura de aves según número de estaciones cámara

2.3 Composición del ensamble detectado

El orden con mayor riqueza específica detectada fue el de los Passeriformes, con un total de 11 especies, seguidos en menor medida por los Columbiformes (Tabla 3). Sin embargo, considerando familias, Columbidae fue la dominante con 4 especies, seguida por Accipitridae y Turdidae que presentaron 3 especies cada una. Se detectaron 4 especies prioritarias para la conservación (Albalde *et al* 2013): ñandú (*Rhea americana*), perdiz (*Nothura maculosa*), martineta (*Rhynchotus rufescens*) y carao (*Aramus guarauna*) (Anexo). Del total de especies, el 55% fueron registradas en más de una estación. Las restantes fueron registros únicos, salvo 3 especies que contaron con más de uno, pero en la misma estación (Tabla 3). Por otra parte, se registraron dos eventos en los que no fue posible identificar la especie, los cuales fueron etiquetados como “Ave sp.”.

Dos especies fueron altamente dominantes en el número de registros: la paloma montaráz (*Leptotila verreauxi*) y la pava de monte (*Penelope obscura*), teniendo ambas más de 100 registros. Por otro lado, otras 6 especies fueron bastante frecuentes en el estudio con más de 15 eventos cada una en el siguiente orden de dominancia: gallineta grande (*Aramides ypecaha*), zorzal (*Turdus rufiventris*), cuervo cabeza roja (*Cathartes aura*), chiricote (*Aramides cajaneus*), paloma de monte (*Patagioenas picazuro*) y sabiá (*Turdus amaurochalinus*). Finalmente, cabe destacar el registro de una especie difícil de avistar en el área, el águila negra (*Buteogallus urubitinga*) (Fig. 10A), y de una especie de picaflor (*Chlorostilbon lucidus*) que a pesar de su gran agilidad y pequeño tamaño contó con 4 registros en distintas estaciones (Fig. 10B). Además, se detectó un individuo de pava de monte con leucismo parcial (Fig. 10C y D).

Considerando la incidencia de las especies, nuevamente la pava de monte y la paloma montaraz dominan, seguidas por la gallineta grande y el zorzal (Tabla 3).

Tabla 3. Número de registros, estaciones, y tipo de dosel de bosque (BA = Bosque abierto, BC = Bosque cerrado) donde fueron registradas las especies. *, especies prioritarias para la conservación

Taxón	Nombre común	N.º de registros	N.º de estaciones	Tipo de dosel
Orden Rheiformes				
Familia Rheidae				
<i>Rhea americana*</i>	Ñandú	2	1	BA
Orden Tinamiforme				
Familia Tinamidae				
<i>Nothura maculosa*</i>	Perdiz	2	2	BA
<i>Rhynchotus rufescens*</i>	Martineta	1	1	BC
Orden Galliforme				
Familia Cracidae				
<i>Penelope obscura</i>	Pava de monte	119	36	BA/BC
Orden Gruiforme				
Familia Rallidae				
<i>Aramides cajaneus</i>	Chiricote	21	3	BC
<i>Aramides ypecaha</i>	Gallineta grande	40	12	BA/BC
Familia Aramidae				
<i>Aramus guarauna*</i>	Carao	1	1	BC
Orden Pelecaniforme				
Familia Ardeidae				
<i>Tigrisoma lineatum</i>	Garza colorada	5	3	BC
Orden Cathartiformes				
Familia Cathartidae				
<i>Cathartes aura</i>	Cuervo cabeza roja	36	4	BA/BC
Orden Accipitriformes				
Familia Accipitridae				
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Águila negra	1	1	BC
<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavilán común	1	1	BA
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán mixto	1	1	BC
Orden Falconiforme				
Familia Falconidae				
<i>Caracara plancus</i>	Carancho	1	1	BC
Orden Columbiforme				
Familia Columbidae				
<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma montaraz común	152	30	BA/BC
<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma ala manchada	2	1	BC
<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma de monte	18	6	BA/BC
<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	2	2	BC
Orden Psittaciforme				
Familia Psittacidae				
<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	1	1	BC
Orden Cuculiforme				

Taxón	Nombre común	N.º de registros	N.º de estaciones	Tipo de dosel
Familia Cuculidae				
<i>Guira guira</i>	Pirincho	1	1	BC
Orden Apodiforme				
Familia Trochilidae				
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Picaflor verde	4	4	BC
Orden Passeriforme				
Familia Furnariidae				
<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	4	3	BC
Familia Corvidae				
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Urraca común	6	2	BC
Familia Troglodytidae				
<i>Troglodytes aedon</i>	Ratonera	1	1	BC
Familia Turdidae				
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá	15	8	BC
<i>Turdus rufiventris</i>	Zorzal	37	10	BA/BC
<i>Turdus albicollis</i>	Zorzal collar blanco	4	3	BA/BC
Familia Mimidae				
<i>Mimus saturninus</i>	Calandria	3	2	BA
Familia Thraupidae				
<i>Saltator aurantirostris</i>	Rey del bosque común	1	1	BA
Familia Parulidae				
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Arañero oliváceo	1	1	BC
Familia Icteridae				
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo común	2	1	BA
Familia Passerellidae				
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	5	4	BA/BC
Ave sp.		2	2	BC



Figura 10. Registros fotográficos de las cámaras trampa de **A)** Águila Negra (*Buteogallus urubitinga*), **B)** Picaflor verde (*Chlorostilbon lucidus*), **C)** y **D)** Pava de Monte (*Penelope obscura*) con leucismo parcial.

Al separar según tipo de dosel, se observó que el 52% de las estaciones de bosque abierto detectaron la presencia de aves con 14 especies registradas (Tabla 4). La especie dominante según el número de eventos fue el zorzal con 19 registros, seguido de la paloma montaraz con 10 registros. En lo que respecta a la dominancia según la incidencia, la pava de monte fue la especie dominante, apareciendo en 4 estaciones, mientras que la calandria (*Mimus saturninus*), la perdiz y la paloma montaraz, aparecieron en 2 estaciones. Las 10 especies restantes aparecieron en una única estación.

En tanto, el bosque cerrado presentó registros de aves en un 66% de sus estaciones, con un total de 25 especies (Tabla 4). En este caso las especies dominantes fueron la paloma montaraz (142 registros) y la pava de monte (114 registros). En cuanto al número de estaciones, las especies que aparecieron más fueron la pava de monte (32 estaciones), la paloma montaraz (28 estaciones) y la gallineta grande (11 estaciones).

Pese a las diferencias en el número de especies, el análisis estadístico demostró que no hay diferencias significativas en la composición de las aves captadas en las cámaras trampa entre BC y BA ($p = 0.226$, PERMANOVA de una vía).

Pasando al análisis según el subtipo de bosque cerrado, el 71% de las cámaras

establecidas en bosque fluvial registraron la presencia de aves, con la mayor riqueza de bosques de dosel cerrado -13 especies-. El bosque con roquedal fue el que presentó la mayor incidencia de aves con un 82% y 12 especies detectadas. En bosques pantanosos, el 75% de las estaciones cámara registraron la presencia de aves, con presencia de 11 especies. En escarpa, el 46% de las estaciones registraron avifauna, con presencia de 12 especies. Por último, el bosque serrano, presentó tanto la incidencia de aves más baja (38%) como el total de especies registradas - 2 especies- (Tabla 4).

Tabla 4. Número total de estaciones, estaciones con aves y sin aves, incidencia (porcentaje de estaciones con registros de aves) y total de especies registradas por tipo de bosque.

	Estaciones con aves	Estaciones sin aves	Total	Incidencia	Especies registradas
Bosque general	68	39	107	63,5%	31
Tipo de dosel					
Bosque abierto	11	10	21	52,4%	14
Bosque cerrado	57	29	86	66,3%	25
Subtipo					
Bosque fluvial	30	12	42	71,4%	13
Bosque pantano serrano	9	3	12	75,0%	11
Bosque roquedal	9	2	11	81,8%	12
Bosque serrano	3	5	8	37,5%	2
Escarpa	6	7	13	46,2%	12

Finalmente, pese a no ser cuantificada la actividad de las especies, fueron registrados algunos comportamientos interesantes, como posibles disputas (Fig.11A) y cuidado parental (Fig. 11C).



Figura 11. Registros fotográficos de las cámaras trampa A) posible disputa de *Cathartes aura*, B) juvenil de *Cathartes aura*, C) cuidado parental de *Penelope obscura* y D) juvenil de *Aramides sp.*

2.2 Frecuencia de ocurrencia de las especies

Al observar para todas las especies el diagrama de dispersión según TC promedio e incidencia, se observó que una gran cantidad de especies estuvieron en el cuadrante “raras”, con baja TC e incidencia. Por otro lado, dos especies se consideraron como “ocasionales”, con una TC mayor a la media pero que aparecen en pocas estaciones: el cuervo cabeza roja y el chiricote. Por último, tanto la pava de monte como la paloma montaraz cayeron en el cuadrante de especies “constantes”, con baja TC, pero alta incidencia (Figura 12A). No se detectaron especies estrictamente “dominantes”.

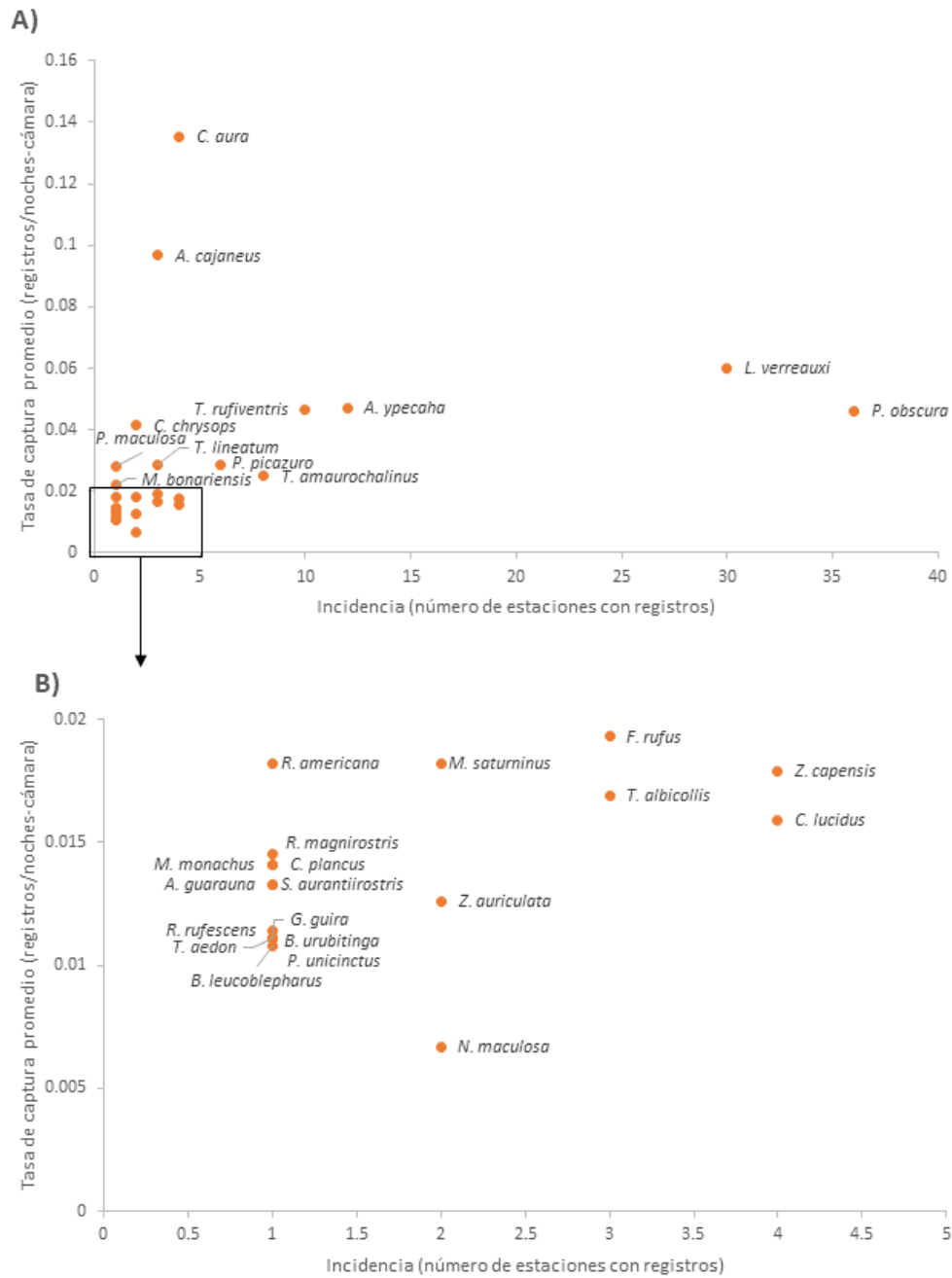


Figura 12. A) Tasa de captura e incidencia para todas las especies de aves detectadas en bosques. **B)** Zoom de la gráfica en A, visualizando en el eje “x” hasta las 5 estaciones y en el eje “y” hasta la tasa de captura 0.02

Se analizó la capacidad de captura de las cámaras según el tamaño de los individuos, y se evidenciaron dos grandes picos de eventos. El mayor correspondió a un tamaño promedio de 26.5 cm, con 152 eventos registrados; el segundo pico perteneció a un tamaño promedio de 72 cm, con 119 eventos registrados. A su vez, se presenta un pico no menor, al alrededor de tamaños más pequeños, que rondan los 23cm (Fig. 13).

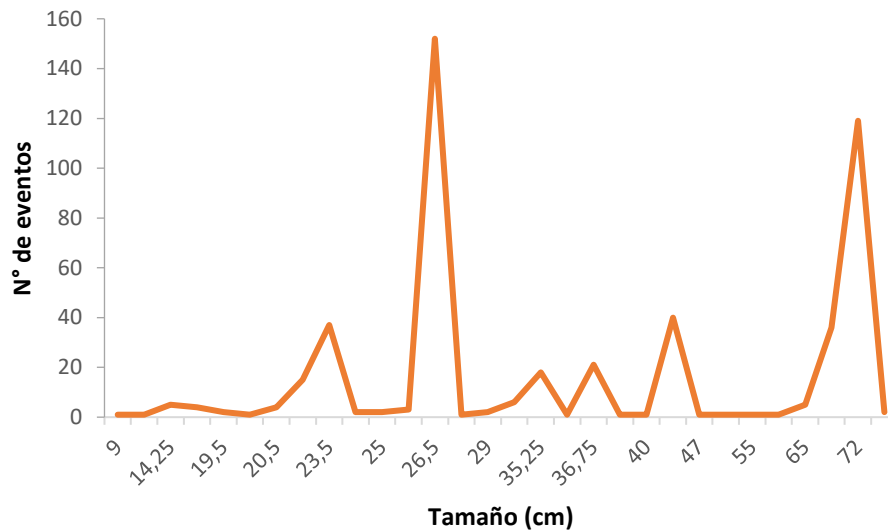


Figura 13. Número de eventos registrados según el tamaño promedio de las especies capturadas.

3. Interacciones del ganado bovino con aves del sotobosque

3.1 Riqueza según presencia/ausencia de ganado

Considerando todas las estaciones de muestreo, la diversidad de especies en estaciones con y sin ganado fue diferente solamente en muestras grandes y en el estimador 0D (Fig. 14), siendo mayor en estaciones con presencia de ganado, habiéndose registrado 17 especies más en estas (Tabla 5). El resultado, considerando solamente las estaciones de bosques de dosel cerrado, fue muy similar al recién mencionado, habiéndose registrado 14 especies más en las estaciones con presencia de ganado (Tabla 5).

En bosques de dosel abierto el resultado es opuesto en el estimador 0D , la diversidad comienza siendo diferente en estaciones con y sin ganado (siendo mayor en las primeras), y a medida que aumenta el tamaño de la muestra, la relación se vuelve menos significativa debido a que se solapan los intervalos de confianza. En los estimadores 1D y 2D sí se mantienen siempre diferentes, siendo mayor en estaciones con presencia de ganado.

En bosque fluvial, la diversidad en las estaciones con y sin ganado se intercepta en tamaño de muestras grandes, y en el caso del estimador 0D , la diversidad aumenta en estaciones con presencia de ganado, donde se registraron 4 especies más (Tabla 5).

En bosque pantanoso, en los 3 estimadores la diversidad es mayor de manera significativa en estaciones en presencia de ganado hasta que se llega a un tamaño de muestra grande. En este punto se interceptan (0D) o se solapan los intervalos de confianza (1D y 2D).

En bosque escarpa y con roquedal no fue posible hacer comparaciones ya que en el primero no se registraron especies de aves en ausencia de ganado y en el segundo solo se obtuvo una única estación con presencia de aves en ausencia de ganado.

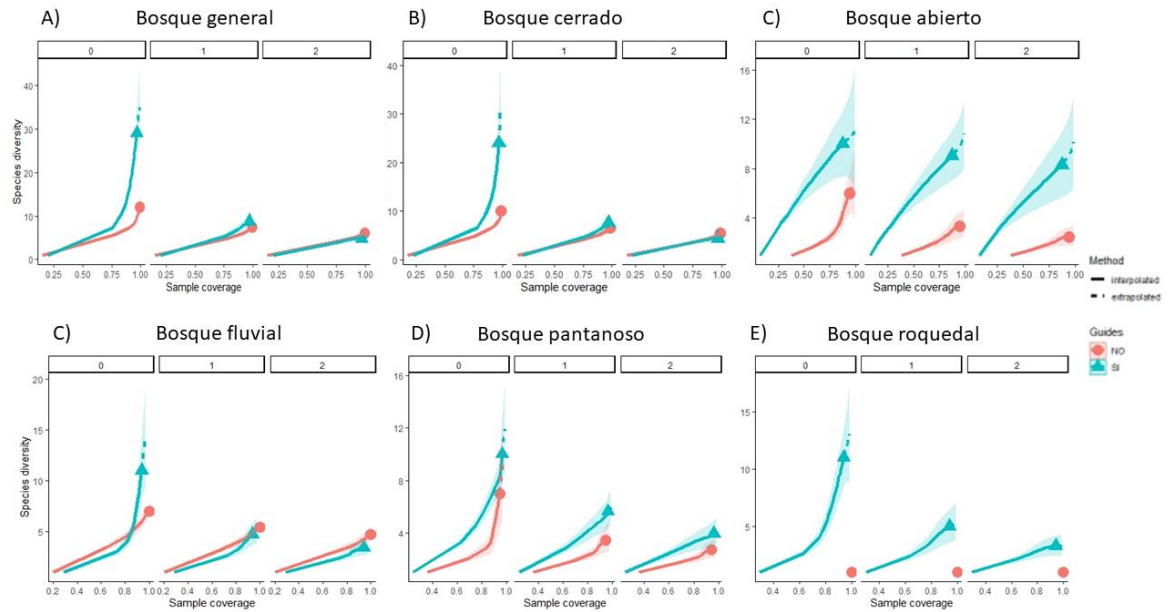


Figura 14. Curvas de acumulación de diversidad basadas en la cobertura muestral (sample coverage) con los intervalos de confianza al 95% (sombra coloreada), que grafican la diversidad esperada como función de la cobertura esperada con los estimadores de diversidad 0D , 1D y 2D para las estaciones con presencia de ganado (celeste, “Si”) y ausencia de ganado (rojo, “No”) para bosque general, BC, BA, bosque fluvial, pantanoso y roquedal.

En concordancia con la RA, la riqueza promedio (de aquí en más, RP) para la totalidad de los bosques difirió significativamente, siendo mayor en estaciones donde *B. taurus* estuvo presente (Tabla 5). Según el tipo de dosel, la RP solo fue mayor en estaciones con ganado en los bosques de dosel cerrado. Discriminando según el subtipo de bosques de dosel cerrado se observó la misma tendencia significativa únicamente en bosques pantanosos. Este bosque fue el que presentó una mayor diferencia en los datos, con una RP más de 3 veces mayor en presencia de bóvidos.

Tabla 5. Riqueza acumulada y riqueza promedio $\pm$ (D.E.: desvío estándar) en estaciones con y sin ganado diferenciada por tipos de bosques. Se representa el nivel de significancia (p-valor) de la comparación de la riqueza promedio en estaciones con y sin ganado según la prueba de aleatorización con un n=99. Obs: Riqueza observada; Est: Riqueza estimada; *Insuficiencia de datos.

	Riqueza acumulada								Riqueza promedio $\pm$ (D.E.)		
	Sin ganado				Con ganado				Sin ganado	Con ganado	P-valor
	N	Obs	Est	Intervalos	N	Obs	Est	Intervalos			
Todos los bosques	41	12	12.995	12.1 - 23.0	66	29	37.306	31.0 - 63.3	1.05 $\pm$ (1.45)	1.60 $\pm$ (1.67)	0.030
Tipo de dosel											
Bosque abierto	7	6	6.970	6.1 - 16.8	14	10	11.071	10.1 - 19.7	0.86 $\pm$ (1.86)	1.00 $\pm$ (0.96)	0.480
Bosque cerrado	33	10	10.994	9.3 - 13.8	52	24	37.452	26.9 - 86.7	1.09 $\pm$ (1.38)	1.77 $\pm$ (1.79)	0.010
Subtipo											
Bosque fluvial	15	7	7.000	7.0 - 7.9	27	11	17.172	12.0 - 50.7	1.46 $\pm$ (1.55)	1.22 $\pm$ (0.97)	0.320
Bosque pantanoso	7	7	11.415	7.5 - 47.2	5	10	12.963	10.4 - 34.9	1.43 $\pm$ (1.62)	4.8 $\pm$ (2.17)	0.040
Bosque roquedal	1	1*	1.000	1.0 - 1.0	10	11	13.626	11.4 - 29.6	0.50 $\pm$ (0.70)	2.10 $\pm$ (2.23)	0.630
Escarpa	3	0*	-	-	10	12	51.750	18.2 - 268.3	0.43 $\pm$ (0.53)	1.40 $\pm$ (1.43)	0.170
Bosque serrano*	7	2	2	2.0 - 3.0	0	-	-	-	-	-	-

3.2 Riqueza según carga ganadera

Al analizar la riqueza de aves según los valores de tasa de captura del ganado se halló una correlación positiva de la riqueza con la TC del ganado (GLM, $p= 2.79\text{e-}05$, Fig. 15) pese a observarse cierta variabilidad, sobre todo en valores bajos de TC de ganado. Igualmente, el máximo de riqueza -8- capturada se registró ante una tasa de captura relativamente baja (menor a 1 registro por noche cámara). Sin embargo, el segundo valor más alto de riqueza -7- se observó frente a una tasa de captura elevada (Fig. 16). Al analizar como la riqueza era afectada por la TC del ganado en interacción con el tipo de dosel, no se encontró una interacción significativa (GLM, $p= 0.2503$), a pesar de que ambas variables explicativas hayan dado significativas independientemente.

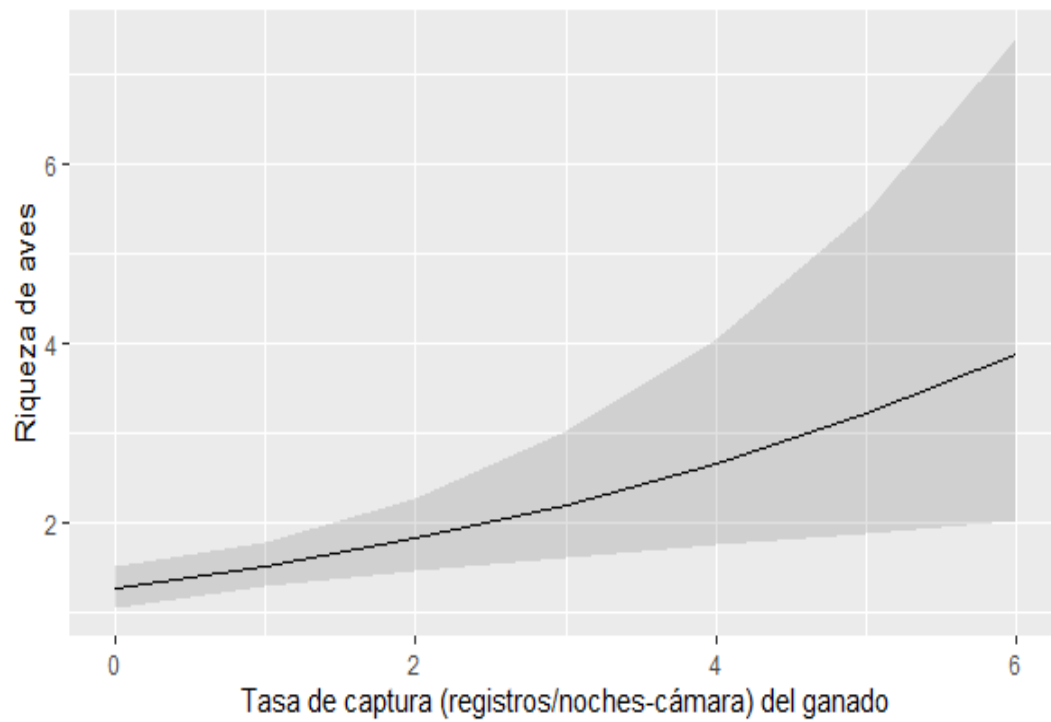


Figura 15. Valores estimados de riqueza de aves respecto a la tasa de captura del ganado del modelo lineal generalizado.

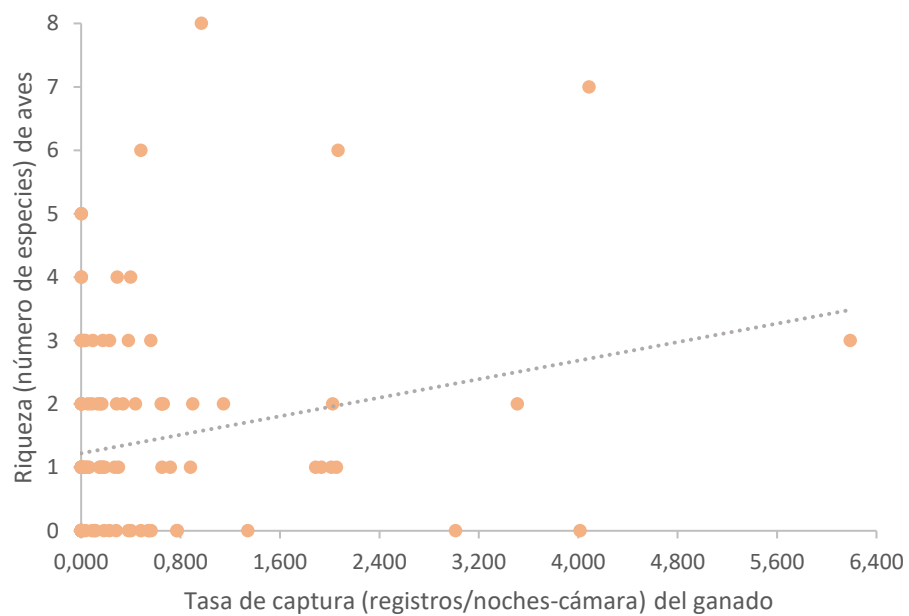


Figura 16. Riqueza del ensamble de aves según tasa de captura de ganado para bosques en general.

3.3 Tasa de captura según presencia/ausencia de ganado

La tasa de captura del ensamble de aves no tuvo diferencias significativas entre estaciones con ganado y estaciones sin ganado para bosque general (GLM, $p = 0.922$, Fig. 17A). Según el tipo de dosel no se observaron diferencias en los bosques de dosel cerrado (GLM, $p = 0.387$, Fig. 17C) pero sí se evidenció una mayor tasa de captura media de aves en las estaciones con ausencia de *B. taurus* en dosel abierto, casi 4 veces mayor que en las estaciones con presencia de ganado (GLM, $p = 0.00482$, Fig. 17B).

Considerando los subtipos de bosques cerrados, el bosque escarpa fue el único que no mostró un cambio en la tasa de captura de aves frente a la presencia de ganado (GLM, $p = 0.996$, Fig. 18). Por otro lado, los bosques fluvial y bosques con roquedal obtuvieron mayores TC de aves en estaciones de ausencia de ganado (GLM, $p=0.0111$ y $p=0.0955$ respectivamente, Fig. 18). Contrariamente, en bosques pantanosos las mayores tasas de captura de aves estuvieron en presencia de ganado (GLM, $p = 0.0504$, Fig. 18)

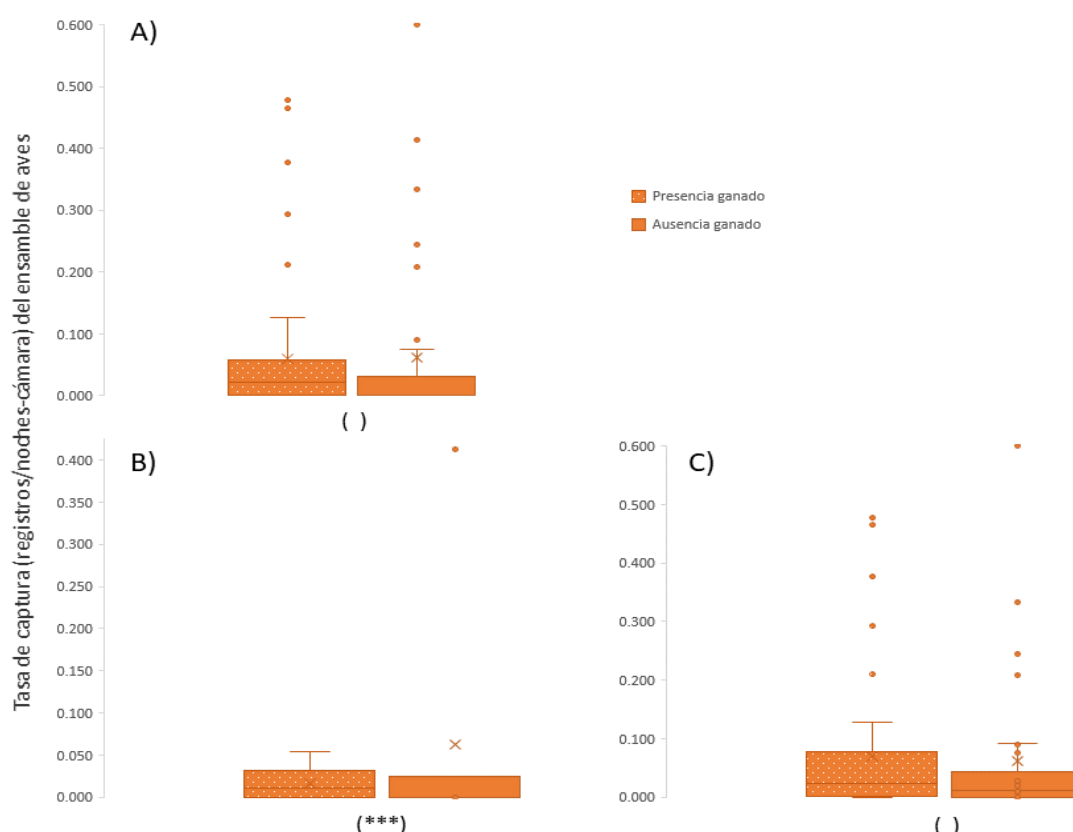


Figura 17. Boxplot de tasa de captura (registros/noches-cámara) del ensamble de aves en condiciones de presencia (con puntos) y ausencia de ganado (liso). A) Bosques en general. B) Bosque abierto. C) Bosque cerrado. Códigos de significancia: (***) <0.001 ; (**) <0.01 ; (*) <0.05 ; (.) <0.1 ; () No significativo. La cruz representa la media de los datos, la línea horizontal la mediana, la caja el rango Q1-Q4, la barra el extremo superior y los puntos indican valores atípicos (outliers).

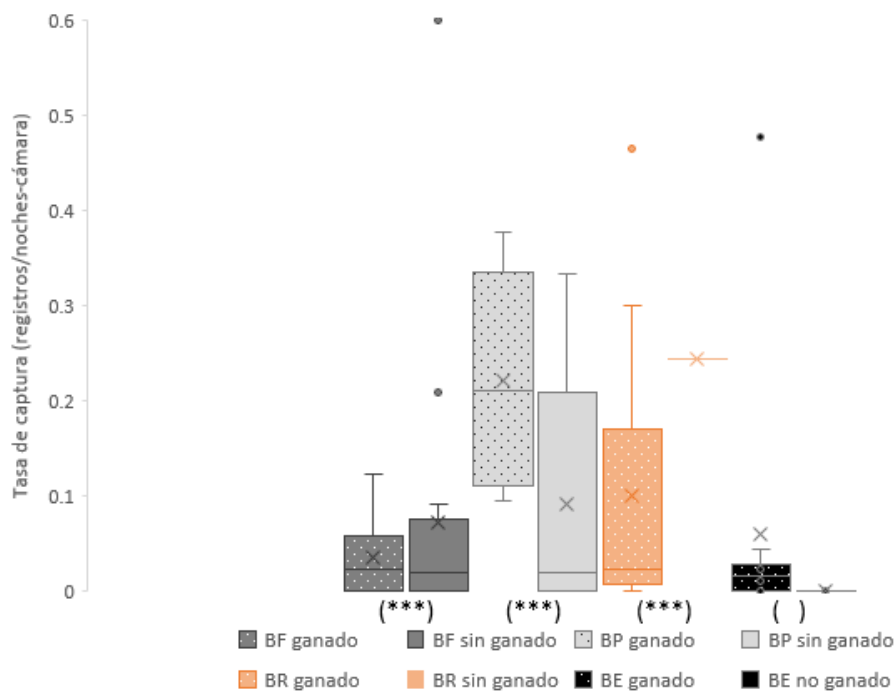


Figura 18. Boxplot de tasa de captura (registros/noches-cámara) del ensamble de aves en condiciones de presencia (con puntos) y ausencia de ganado (liso) en bosque fluvial (BF), bosque pantanoso (BP), bosque roquedal (BR) y bosque escarpa (BE). Códigos de significancia: (***) <0.001; (**) <0.01; (*) <0.05; (.) <0.1; () No significativo. La cruz representa la media de los datos, la línea horizontal la mediana, la caja el rango Q1-Q4, la barra el extremo superior y los puntos indican valores atípicos (outliers).

3.4 Tasa de captura según carga ganadera

Al analizar la tasa de captura de aves según los valores de tasa de captura del ganado no se observó una correlación entre ambas (GLM, $p = 0.27$, Fig. 19 y 20). Al analizar como la TC de aves era afectada por la TC del ganado en interacción con el tipo de dosel (BA y BC), no se encontró una interacción significativa (GLM, $p = 0.1006$). Por otro lado, al detallar según el subtipo de bosque, las TC de aves fueron muy variables frente a la carga ganadera (Fig. 21), pero del mismo modo que con la riqueza, solo se evidenció una correlación positiva entre ambas variables únicamente en interacción con el bosque pantanoso (GLM, $p = 0.00621$).

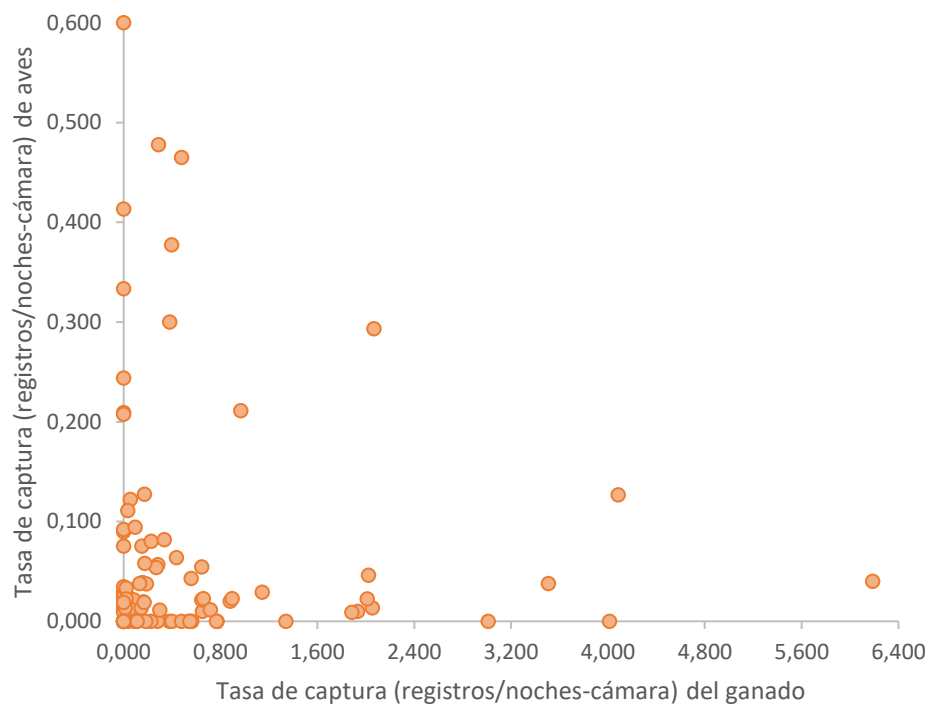


Figura 19. Tasa de captura de aves según la tasa de captura del ganado.



Figura 20. Valores estimados de tasa de captura de aves respecto a tasa de captura del ganado del modelo lineal generalizado.

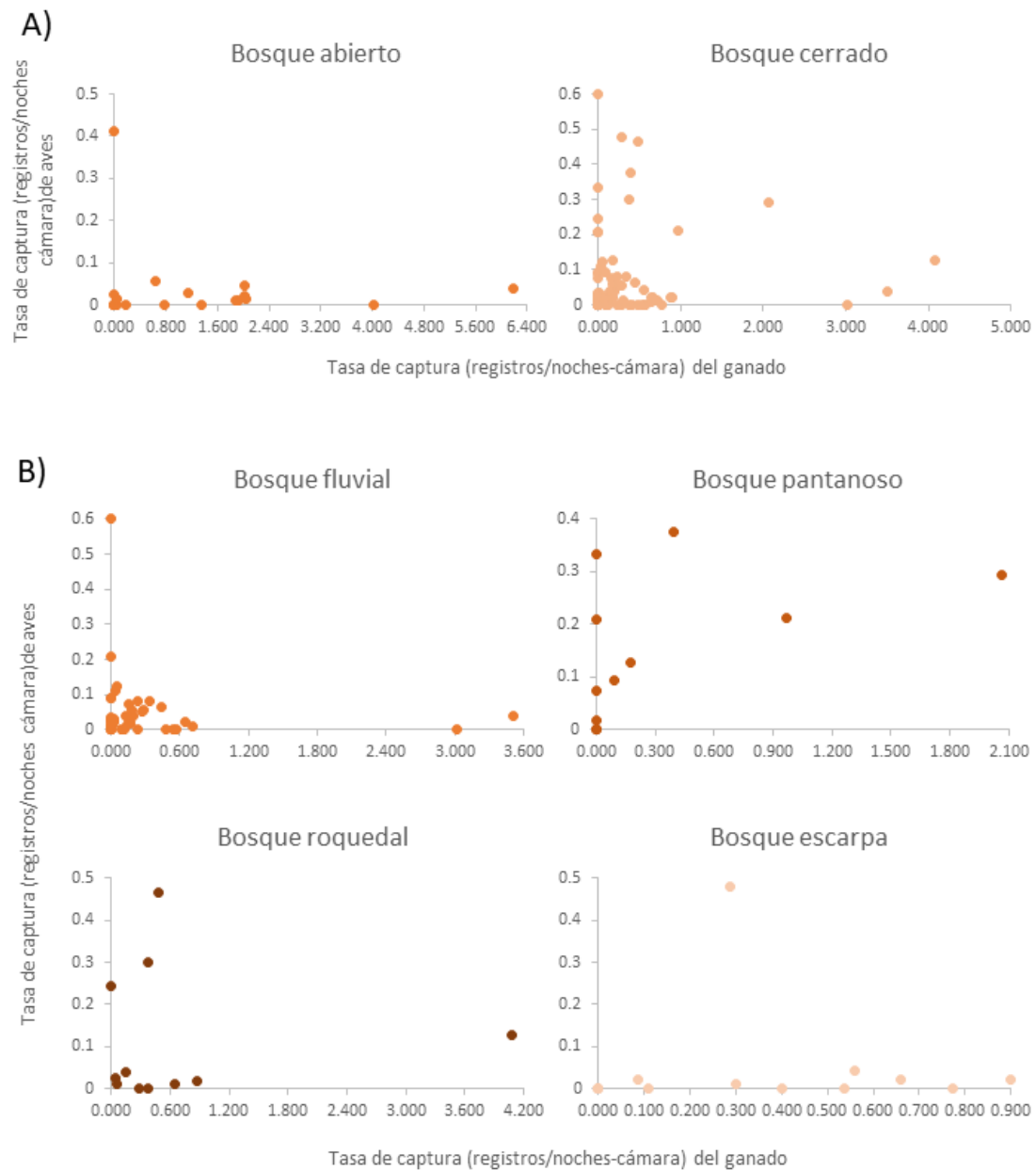


Figura 21. Tasa de captura del ensamble de aves según tasa de captura de ganado en A) bosques según tipo de dosel -abierto y cerrado- y B) según subtipo de bosque cerrado -fluvial, pantanoso, roquedal y escarpa-.

3.5 Composición del ensamble según presencia o ausencia de ganado

Al evaluar la frecuencia de ocurrencia de las especies en condiciones de presencia y ausencia de ganado se evidenciaron algunos cambios en términos relativos de dominancia del ensamble. Por un lado, cuando el ganado estuvo ausente dos especies se encontraron en el cuadrante “ocasionales” que ante la presencia de este redujeron su TC a más de la mitad pasando al cuadrante “raras”: *A. cajaneus* y *C. aura* (Fig. 22). No obstante, esta disminución solo fue estadísticamente significativa en el caso del chiricote (GLM, $p=0.0131$), mientras que el cuervo cabeza roja no presentó diferencias significativas (GLM, $p=0.361$). El otro cambio en la ocurrencia se observó en la paloma montaraz y la pava de monte, que mantuvieron relativamente su TC en ambas situaciones, pero ante la presencia de ganado aumentaron su incidencia aproximadamente el doble (Fig. 22). Sin embargo, se analizó para estas últimas dos especies la variación en estaciones con y sin ganado de la incidencia, pero no se observaron diferencias estadísticamente significativas (GLM, $p=0.30400$ y $p=0.5030$ respectivamente).

Finalmente, no fueron evidenciadas diferencias significativas en cuanto a la composición de especies del ensamble en estaciones con o sin ganado ($p = 0.811$, PERMANOVA de una vía).

Algunas especies, como el hornero (*F. rufus*), tordo común (*M. bonariensis*), la gallineta grande (*A. ypecaha*) y la perdiz (*N. maculosa*) fueron registradas en una misma fotografía junto con el ganado (Fig. 23), habiéndose detectados las dos primeras únicamente en simultáneo con este bóvido.

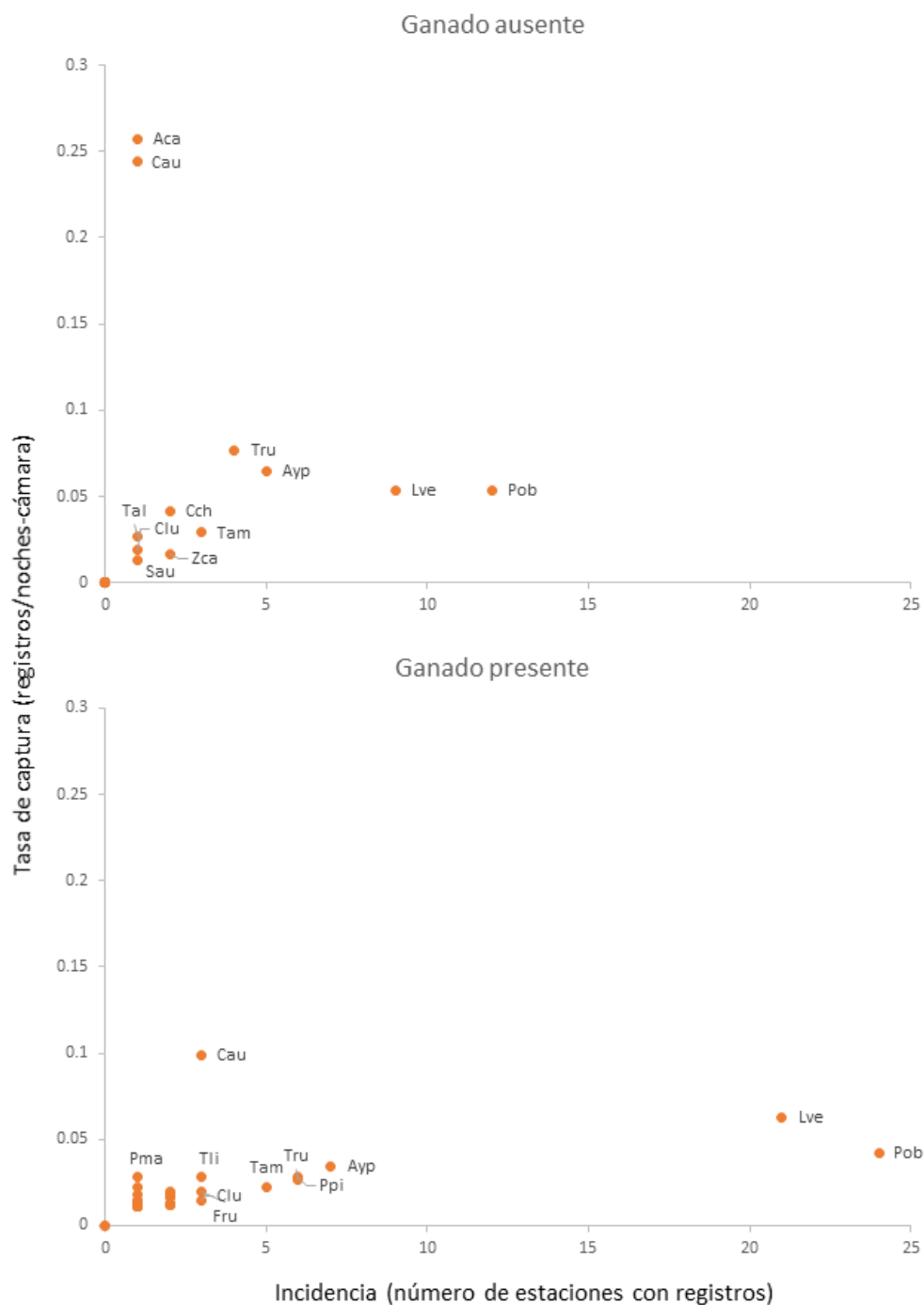


Figura 22. Tasa de captura promedio e incidencia de todas las especies de aves en ausencia y presencia de ganado. Códigos de las especies: Aca: *Aramides cajaneus*, Cau: *Cathartes aura*, Tru: *Turdus rufiventris*, Ayp: *Aramides ypecaha*, Lve: *Leptotila verreauxi*, Pob: *Penelope obscura*, Tal: *Turdus albicollis*, Cch: *Cyanocorax chrysops*, Clu: *Chlorostilbon lucidus*, Tam: *Turdus amaurochalinus*, Zca: *Zonotrichia capensis*, Sau: *Saltator aurantirostris*, Pma: *Patagioenas maculosa*, Tli: *Tigrisoma lineatum*, Ppi: *Patagioenas picazuru*, Fru: *Furnarius rufus*.



Figura 23. Registros fotográficos de las cámaras trampa de aves en simultaneo con el ganado bovino **A)** hornero (*Furnarius rufus*), **B)** perdiz (*Nothura maculosa*) y **C)** gallineta grande (*Aramides ypecaha*)

3.6 Efectos del ganado sobre la complejidad estructural vegetal

Las gráficas de dispersión realizadas para analizar la relación entre cada variable vegetal y la TC, evidenciaron que no hubo ninguna correlación aparente (Anexo). El análisis ANOSIM entre los grupos definidos por carga ganadera fue marginalmente significativo ($p = 0.0557$). Los grupos de carga nula y carga alta difirieron significativamente (Tabla 6), teniendo que la cobertura de herbáceas y del mantillo explicaron en un 65% esa diferencia (Tabla 7). Por último, no se encontró correlación entre la fisonomía vegetal y el patrón de composición y TC de las especies de aves de sotobosque, dado que la prueba de Mantel fue no significativa para bosques en general ($p = 0.8415$), así como tampoco para BA ($p = 0.1992$) ni BC ($p = 0.7799$).

Tabla 6. P-valores resultado del ANOSIM, mostrando las comparaciones pareadas entre los grupos definidos según la carga ganadera

	Carga nula	Carga media	Carga alta
Carga nula		0.3564	0.0381
Carga media	0.3564		0.0915
Carga alta	0.0381	0.0915	

Tabla 7. Resultados de análisis SIMPER para las variables fisonómicas entre el grupo de carga ganadera nula y el de carga ganadera alta. La disimilitud promedio refiere a la diferencia presentada entre los promedios de las variables entre ambos grupos. La contribución muestra el aporte en porcentaje de cada variable a la disimilitud total entre los grupos. La contribución acumulada es la suma de la contribución de cada variable con la de las variables anteriores a la disimilitud total entre los grupos. El promedio de la variable muestra el valor promedio de cada variable para ese grupo (*i.e.* cobertura, altura o número de estratos). Códigos de las variables: Man_cob: cobertura de mantillo, Her_cob: cobertura de herbáceas, Sot_cob: cobertura de sotobosque, Arb_cob: cobertura de arbustos, Sdes_cob: cobertura de suelo desnudo, Sot_alt: altura del sotobosque, Arb_alt: altura de arbustos, Her_alt: altura de herbáceas.

Variables fisonómicas	Disimilitud promedio	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)	Promedio de la variable (carga alta)	Promedio de la variable (carga baja)
Man_cob	12,46	34,6	34,6	60,2	48,2
Her_cob	10,83	30,08	64,68	46,1	56,6
Sot_cob	4,472	12,42	77,1	10,1	15,3
Arb_cob	3,738	10,38	87,49	14,5	15,4
Sdes_cob	3,717	10,33	97,81	10,4	5,59
Sot_alt	0,3662	1,018	98,83	2,5	2,43
Estratos	0,2607	0,7244	99,56	2,61	2,42
Arb_alt	0,1017	0,2826	99,84	0,857	0,927
Her_alt	0,05786	0,1607	100	0,219	0,219

DISCUSIÓN

1. El ganado bovino en bosques nativos de Uruguay

En el presente trabajo se detectó la presencia de ganado en el 73% de las estaciones boscosas del área de estudio, con una abundancia relativa que alcanzó valores considerablemente altos dentro del ensamble de mamíferos silvestres de mediano/gran porte, de hecho hasta ocho veces mayor a las abundancias relativas de los mamíferos silvestres más comunes observadas en los mismo bosques (TC promedio del ganado 0.798; mamíferos nativos más abundantes *Lycalopex gymnocercus* y *Dasypus novemcinctus* con TC promedio 0.117 y 0.120 respectivamente) (González-Buve, 2022). Estos resultados demuestran por primera vez a nivel nacional el importante uso que hace el ganado bovino de los bosques nativos, siendo una herramienta fundamental a la hora de dimensionar la magnitud que puede tener su interacción con estos ecosistemas.

Esta afirmación va en concordancia con otros estudios realizados en el cono sur del continente donde demostraron que *B. taurus* fue la especie con más registros en el área de estudio (Silva-Rodríguez *et al.*, 2010). La probabilidad de encontrar al ganado en los bosques de nuestra área de estudio también fue coherente con un estudio realizado en las Yungas, Argentina, aunque su incidencia fue un 15% menor (Di Bitetti *et al.*, 2013). Sumado a esto, las abundancias relativas de este trabajo coincidieron con las obtenidas en otro estudio realizado en las Yungas Argentinas, en el que la mayor parte de las TC se encontraron entre mayores a 0 y 1.5 registros por noche cámara (Nanni, 2015). También se asemeja a los valores obtenidos en un estudio del Chaco Argentino para estos tipos de bosques, aunque en dicho estudio incluyen palmares, los cuales presentaron abundancias relativas mucho mayores a las obtenidas en nuestros ambientes (Puechagut *et al.*, 2018).

Se realizaron las comparaciones entre BA y BC, a pesar de que el arreglo espacial de estos no haya sido el ideal. El mismo es el presente en las áreas de estudio, y aunque los bosques se encuentren en clusters, y BA no esté presente en todos los establecimientos, así es como se encontraban naturalmente, sin tener la posibilidad de lograr utilizar otro arreglo. Por lo que para este estudio realizado aprovechando datos preexistentes, se podía esperar este tipo de problemas en el diseño de muestreo, pero aún así estos resultados como una primera aproximación.

La incidencia del ganado vacuno prácticamente no varió entre tipos de bosques. A pesar de que el número de estaciones fue considerablemente menor en BA que en BC, la incidencia fue bastante similar, observándose el mismo comportamiento al subdividir por subtipo de bosque cerrado. La única excepción fue el bosque pantanoso donde la probabilidad de encontrarlo se redujo a 40%. Esto puede deberse a las dificultades que puede presentar este tipo de bosque para el ingreso del ganado, con una vegetación espesa, un suelo que suele estar inundado o con barro blando que genere que el ganado se entierre en el mismo (Montes del Plata, 2020). Esta idea se refuerza con una menor abundancia en este bosque.

Por otro lado, sí se manifestaron ciertas asociaciones con bosques expresado en las tasas de captura. Las mismas fueron ampliamente superiores en los bosques de dosel abierto. Esto es coherente con el hecho de que el bosque abierto tiene características similares a las del hábitat del ganado, como lo son las praderas, teniendo al componente herbáceo formando un estrato continuo que les permite una oportunidad para el pastoreo (Brazeiro *et al.* 2020). También cabe destacar que, por su fisonomía abierta, dada por una baja cobertura de árboles y arbustos, en estos tipos de bosques, existe normalmente un mayor campo de visión para las cámaras, permitiendo capturar individuos a distancias más lejanas que en un bosque de dosel cerrado. Esto concuerda con un estudio realizado en Bosque Atlántico, en el cual el ganado fue la segunda especie más registrada por las cámaras trampa, estando sus registros principalmente concentrados en bosques con bajas densidades arbóreas y aumento de los pastizales (Duarte Silveira *et al.*, 2021). Por otro lado, se observó que el ganado tiene una preferencia por el bosque roquedal dado que se detectó una mayor abundancia. Esta inclinación tiene sentido porque son bosques asociados a floraciones rocosas rodeados de un estrato herbáceo importante, lo cual no solo le permite pastorear sino también encontrar refugio en los bosquetes.

2. Ensamble de aves del sotobosque detectado a través de cámaras trampa

El ensamble de aves de sotobosques del área de estudio mediante cámaras trampa estuvo conformado por 31 especies pertenecientes a 13 órdenes y 22 familias. Si bien es una riqueza 3 veces menor a la obtenida por métodos de muestreos tradicionales (Fernández, 2017), la relación entre la RA y el esfuerzo de muestreo reveló una curva de

acumulación de especies bastante completa, llegando cerca del máximo estimado tanto en BA como en BC. Esto demuestra que, aunque no se llegó al máximo de riqueza estimado, el sistema de muestreo es válido para analizar esta variable, y posiblemente con un mayor n de estaciones, se lograría acercarse más a ese máximo. A su vez, cabe destacar que si bien autores afirman que esta metodología funciona bien para aves terrestres (O'Brien & Kinnaird, 2008), en este estudio se lograron identificar en más de una ocasión varias especies que no son estrictamente terrestres como rapaces o algunos passeriformes, e incluso aves muy voladoras e inquietas como picaflores.

Varios autores han planteado que las cámaras trampa pueden ser útiles para el registro y monitoreo de especies de aves de difícil detección, raras o amenazadas (Dinata *et al.*, 2008; O'Brien & Kinnaird, 2008; Jeganathan, 2002; Martyr, 1997). En el presente estudio se registraron 4 especies prioritarias para la conservación y una especie poco común, como lo es el Águila Negra (*Buteogallus urubitinga*). Para tener un punto de referencia para esta rapaz, en la popular plataforma de ciencia ciudadana “eBird”, no presenta registros para el departamento de Durazno, en el cual estaba ubicada la cámara que la registró, a su vez cuenta con sólo 6 registros para la totalidad del área de estudio, que se pueden contrastar con los 27 registros del Águila Colorada (*Buteogallus meridionalis*) del mismo género, o los 295 registros del Gavilán Común (*Rupornis magnirostris*) de la misma familia (eBird, 2021). A su vez, se comparó la lista de especies con la obtenida en un estudio del presente laboratorio de ejecución llevado a cabo por Fernández (2017) mediante puntos de conteo realizados en el área de estudio al mismo tiempo que fueron colocadas las cámaras y se corroboró que esta especie no fue registrada con este método de muestreo. Esto muestra que al menos para este estudio ya aportaron información que no habría sido registradas sin ellas, proponiendo que tal vez con más estudios futuros, puedan ser útiles como métodos complementarios, ya que, si bien algunas especies pueden ser fácilmente detectables por sus vocalizaciones, otras pueden que no vocalicen tanto, o simplemente que no estén presentes en el momento exacto del conteo de aves, en cuyo caso las cámaras trampa son buenas para su detección (Dinata *et al.*, 2008). Por otro lado, también fue capturada una pava de monte con leucismo parcial. Este fenotipo no es tan común de registrar (Grouw, 2013), y al ser un marcaje natural es muy útil para estudios que requieren identificación individual como pueden ser de fidelidad de sitio en aves migratorias (Medina, 2021).

Otro de los usos interesantes mencionados para las cámaras trampa, es la capacidad de documentar comportamientos (O'Brien & Kinnaird, 2008). En este marco, se lograron captar posibles disputas entre individuos de cuervo cabeza roja, cuidado parental en la pava de monte, así como se registraron individuos juveniles del cuervo cabeza roja y de *Aramides sp.*

Al observar el diagrama de dispersión, se obtuvieron 2 especies “ocasionales” y 2 “constantes”, mientras que las restantes 27 especies se pueden denominar como “raras”. Esto puede deberse principalmente a una falencia del sistema de muestreo, el cual puede ser efectivo para registrar variables como riqueza y composición, pero no tan eficiente para variables que se relacionen con el número de individuos, como la abundancia. Otros autores proponen que para realizar estudios de esta índole con cámaras trampa se requeriría algún método de marcaje o identificación de individuos (O'Brien & Kinnaird, 2008). Siguiendo en este aspecto, sólo el 36% de las cámaras no captaron especie alguna, pero alrededor de un 80% captaron menos de 0.01 registros por noche cámara, cuando en el diagrama de dispersión, una especie para entrar en la categoría “comunes”, debería tener una TC mayor a 0.08.

La capacidad de captura según tamaño muestra dos picos que se corresponden con las 2 especies dominantes, la pava de monte (*P. obscura*) y la paloma montaraz (*L. verreauxi*). Aun así, nos permitió corroborar que el método de muestreo es efectivo en tamaños pequeños, ya que la segunda especie tiene un tamaño que ronda los 26.5 cm. Incluso se observó otro pico, más leve pero no despreciable, en los tamaños que rondan los 23cm (*e.g.* tamaño zorzal.). Se puede suponer que, tamaños más pequeños que eso ya son difícilmente detectables para las cámaras, aunque haya algún evento aislado, ya que la capacidad de captura disminuye a medida que decrece el tamaño (Randler & Kalb, 2018). Aun así, son interesantes para resaltar los 4 registros de picaflor verde (*Chlorostilbon lucidus*), ya que es una especie sumamente pequeña (9cm).

Si bien es difícil que los monitoreos con cámaras trampa enfocados en comunidades de mamíferos capturen el ensamble completo de aves (O'Brien & Kinnaird, 2008), aportan información complementaria a los métodos tradicionales, sobre todo de aves terrestres y abundantes como fue la pava de monte o la paloma montaraz. Incluso, estas especies obtuvieron una incidencia mayor que gran parte de los mamíferos de la zona y una tasa de captura promedio 4 veces superior a las especies dominantes de mamíferos

(González-Buve, 2022), por lo que es información más que suficiente para diversos estudios futuros.

Resumiendo, probablemente utilizar el fototrampeo como único método de monitoreo de avifauna no sea tan eficiente debido al esfuerzo que conlleva y a la gran diferencia de detección que existe con los métodos tradicionales. Sin embargo, vale la pena utilizarlos como métodos complementarios y/o aprovechar la información de avifauna generada en los estudios de comunidades de mamíferos que rara vez suele ser utilizada.

3. Posibles interacciones del ganado bovino con la avifauna del sotobosque

Contrariamente a lo esperado, tanto la riqueza acumulada como la riqueza promedio de aves fueron mayores en bosques con ganado, incluso se observó un aumento en la riqueza de aves con la TC de ganado. En la misma línea, estos resultados también se observaron en bosques de dosel cerrado y pantanoso con presencia de ganado. Esto difiere con un par de estudios realizados en Norteamérica. Uno de ellos, realizado en Oregón, EEUU, comprobó que la riqueza de la avifauna en bosques disminuye con el aumento del pastoreo (Taylor, 1986). Otro, realizado en la Columbia Británica, Canadá, no encontró una relación entre el ganado y la composición o abundancia de las aves (Whitehorne *et al.*, 2011).

Una posible explicación al patrón observado tiene implicancias directas metodológicas. Teniendo en cuenta que el ganado puede reducir la cobertura del sotobosque (Rodríguez *et al.*, 2018), generando entonces una mayor detectabilidad por parte de las cámaras ya que tienen un mayor campo visual, ocasionando así que las mismas registren un mayor número de especies en las estaciones donde hubo presencia de ganado, por lo que el patrón sería generado por una causa metodológica.

Dicho esto, la abundancia relativa de aves no presentó diferencias entre estaciones con y sin ganado, ni con carga ganadera. Esto concuerda con un estudio realizado en un bosque de algarrobales en Mendoza, Argentina, en el que se determinó que la densidad de aves no resultó afectada por el ganado (Gonnet, 1998). El autor propone que la abundancia de las aves puede verse regida por la densidad de árboles y la cobertura de determinadas especies vegetales, las cuales no son alteradas por el pastoreo. Algo

similar podría estar ocurriendo en los bosques del área de estudio. Tiene sentido que en el presente trabajo no se haya evidenciado un efecto negativo en el ensamble de aves del sotobosque por parte de la ganadería en bosque general dado que no se encontró correlación entre cada variable vegetal con la abundancia de ganado, ni entre la fisonomía vegetal y la carga ganadera. A pesar de que se observen registros fotográficos donde el ganado aparece pastoreando, el consumo que hace el mismo dentro de los bosques estudiados, no parece ser tan severo como para determinar una modificación en la estructura vegetal.

Por otro lado, en bosques de dosel abierto y bosque fluvial se observó una mayor abundancia relativa de aves en estaciones con ausencia de ganado, un comportamiento que no se observó con la riqueza. Este tipo de resultado sí es concordante con estudios previos, sobre todo en bosques riparios (Taylor, 1986). Por esta razón consideramos importante profundizar si en estos tipos de bosques el ganado está generando algún tipo de modificación en la fisonomía.

Al analizar si la complejidad estructural de la vegetación estaba siendo modificada por el ganado, no se obtuvo ninguna correlación entre las variables vegetales analizadas independientemente y la TC del ganado. Tampoco se obtuvieron diferencias al analizar si difería la vegetación entre los tres grupos definidos por carga ganadera. Aún así, si se encontró una diferencia al parrear el grupo de carga ganadera nula con el de carga ganadera alta, siendo explicada esta diferencia mayormente por las variaciones en cobertura de herbáceas y de mantillo. La cobertura de herbáceas disminuyó en las estaciones con alta carga ganadera con respecto a las estaciones con carga nula, mientras que la del mantillo se comportó de manera opuesta. Esto es contrario a lo encontrado por Etchebarne & Brazeiro (2015), que al analizar en bosques serranos encontraron que la cobertura del mantillo aumentaba en condiciones de exclusión.

Finalmente, tampoco se encontró relación entre la complejidad vegetal del sotobosque y la composición y abundancia de las aves del sotobosque. Esto podría deberse a la gran variedad de gremios captados en las cámaras, los cuales no se encontraban utilizando los bosques por las mismas razones o maneras. Se pudo registrar muchas especies que están típicamente asociadas al agua, como la garza colorada o el carao (Azpiroz, 2012; Olmos, 2009), y que aparecieron justamente en cámaras que captaban cursos de agua; especies rapaces que probablemente utilizaran el bosque como lugar de descanso, como

el águila negra o los gavilanes; e incluso especies pequeñas que estaban en busca de alimento, como lo fueron los passeriformes en general. También se capturaron los comportamientos como posibles disputas y cría de pichones, que implican otro tipo de uso del bosque. Así, toda esta variedad de usos implica distintas preferencias de características del bosque, teniendo algunas que impliquen la complejidad estructural del sotobosque (*i.e.* variables fisonómicas medidas), y otras que no (*e.g.* presencia de cursos de agua). Sumado a esto, también puede verse afectada esta relación por el hecho de que muchos de estos registros fueron únicos, generando una gran variación en los datos, teniendo un pool de datos distintos y poco representados, haciendo difícil asociarlos a las variables fisonómicas.

4. Limitantes

Es importante destacar, que el ensamble de aves de sotobosque no eran el objeto de estudio para el cual se colocaron las cámaras trampa, ni el diseño de muestreo fue planeado para llevar a cabo los presentes objetivos. Estas fueron colocadas pensando en capturar mamíferos de mediano y gran porte (sin considerar el ganado tampoco) en el marco de otros objetivos de la tesis doctoral de la Lic. Alexandra Cravino. La idea del presente trabajo fue aprovechar la información valiosa generada sobre aves y ganado mediante fototrampeo y darle un uso. A su vez, logramos determinar que, si bien este método de monitoreo es válido y complementario para el estudio de aves, no es tan eficiente como los métodos tradicionales para este tipo de estudios. Por esta razón, consideramos fundamental evaluar a futuro el potencial efecto del ganado con una metodología adaptada al estudio de aves, complementando con la información generada en este proyecto con el fin de obtener mejores resultados.

Por otra parte, cabe mencionar que salvo el establecimiento “Las Lilas” el cual no registró presencia de ganado vacuno mientras las cámaras permanecieron activas, el resto si presentó. Esto es importante dado que la única situación de “control” realmente fueron esas 15 estaciones colocadas en dicho establecimiento y que solamente evaluaron dos subtipos de bosques. Por ejemplo, el bosque abierto, el más frecuentado por el ganado, no contó con un “control” de ausencia de ganado de este carácter. En su lugar, se utilizaron todas las estaciones que no registraron nunca ganado. Sin embargo, existe la posibilidad de que esa información no revele un dato fiel de ausencia de ganado dado que el mismo podría estar presente en las cercanías, influyendo de igual

modo en el ensamble de aves. De este modo consideramos importante a futuro evaluar todos los tipos de bosques con una ausencia total de ganadería en el predio, aunque conocemos la dificultad de esto dado que incluso en áreas protegidas se practica esta actividad en el país (Lapetina, 2009).

CONCLUSIONES

Este trabajo es el primero a nivel nacional en realizar un estudio de avifauna a través de datos obtenidos en cámaras trampa, y también el primero en intentar entender la interacción entre el ensamble de aves del sotobosque y el ganado. Se analizó si la sola presencia de ganado o la carga ganadera tenían algún efecto sobre la tasa de captura y composición del ensamble de aves. Aún más, se estudió un posible efecto del ganado sobre la avifauna a través de la modificación en la complejidad de la fisonomía vegetal. De tal modo, se desprenden del presente trabajo las siguientes conclusiones principales.

1. El ganado vacuno, *Bos taurus*, hace un uso extenso de los bosques, con altas tasas de captura y ampliamente distribuido. El mismo se encontró más abundantemente en bosques de dosel abierto que en cerrado, y dentro de este último, fue más abundante en bosque roquedal y más escaso en bosque pantanoso.
2. Las cámaras trampa demostraron ser un método válido y sobre todo complementario para el monitoreo de la avifauna de sotobosques dado que brindan información valiosa, en parte gracias a que permanecen activas las 24 horas (*i.e.* especies raras y disputas entre individuos) y que no suele ser aprovechada de los estudios dirigidos a mamíferos. Sin embargo, pueden ser un método sumamente útil para estudios a nivel de ciertas especies ya que algunas fueron detectadas en cantidades superiores a algunos mamíferos de la zona.
3. En los bosques estudiados, y con la metodología utilizada, a diferencia de lo esperado, no se detectó un efecto negativo importante del ganado sobre el ensamble de aves.
4. En algunos bosques la riqueza de especies observadas fue mayor en estaciones con presencia de ganado y/o alta carga ganadera. Sin embargo, esto puede tener implicancias metodológicas, dado que el ganado puede estar generando un efecto no estudiado sobre el sotobosque, que genere un mayor campo visual a las cámaras.
5. Vale la pena profundizar este potencial efecto complementando la información obtenida en el presente trabajo con métodos tradicionales para el estudio de avifauna.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALDABE J, E ARBALLO, D CABALLERO-SADI, S CLARAMUNT, J CRAVINO & P ROCCA. (2013) AVES. PP. 149- 173, EN: SOUTULLO A, C CLAVIJO & JA MARTÍNEZ-LANFRANCO (EDS.). ESPECIES PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN EN URUGUAY. VERTEBRADOS, MOLUSCOS CONTINENTALES Y PLANTAS VASCULARES. SNAP/ DINAMA/MVOTMA Y DICYT/MEC, MONTEVIDEO. 222 PP.
- AZPIROZ, A. B. (2003). AVES DEL URUGUAY. LISTA E INTRODUCCIÓN A SU BIOLOGÍA Y CONSERVACIÓN. AVES URUGUAY – GUPECA, MONTEVIDEO.
- AZPIROZ, A. B. (2012) AVES DE LAS PAMPAS Y CAMPOS DE ARGENTINA, BRASIL Y URUGUAY. UNA GUÍA DE IDENTIFICACIÓN. PRESUR, NUEVA HELVECIA, COLONIA, URUGUAY.
- BAKERMANS, M. H., A. D. RODEWALD AND A. C. VITZ (2012) INFLUENCE OF FOREST STRUCTURE ON DENSITY AND NEST SUCCESS OF MATURE FOREST BIRDS IN MANAGED LANDSCAPES, THE JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT, VOL 76, NO 6, PP. 1225–1234.
- BAKKER, J. D., RUDEBUSCH, F., & MOORE, M. M. (2010). EFFECTS OF LONG-TERM LIVESTOCK GRAZING AND HABITAT ON UNDERSTORY VEGETATION. WESTERN NORTH AMERICAN NATURALIST, 70(3), 334-344.
- BANKS-LEITE, C., CINTRA, R. (2008) THE HETEROGENEITY OF AMAZONIAN TREEFALL GAPS AND BIRD COMMUNITY COMPOSITION. ECOTROPICA 14, 1E13.
- BENTANCOURT, A. (2021). EVALUACIÓN DEL RIESGO DE LOS PRINCIPALES ECOSISTEMAS BOSCOSOS DE URUGUAY. TESIS DE MAESTRÍA, FACULTAD DE CIENCIAS, UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY).
- BOYLE, B.L. (1996) CHANGES ON ALTITUDINAL AND LATITUDINAL GRADIENTS IN NEOTROPICAL MONTANE FORESTS. A DISSERTATION GRADUATE SCHOOL OF ARTS AND SCIENCES OF WASHINGTON UNIVERSITY.
- BRAZEIRO, A. (2015). ECO-REGIONES DE URUGUAY: BIODIVERSIDAD, PRESIONES Y CONSERVACIÓN. APORTES A LA ESTRATEGIA NACIONAL DE BIODIVERSIDAD. FACULTAD DE CIENCIAS, CIEDUR, VS-URUGUAY, SZU. MONTEVIDEO.
- BRAZEIRO, A. (ED.) (2018): RECIENTES AVANCES EN INVESTIGACIÓN PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO DE URUGUAY. FACULTAD DE CIENCIAS, MGAP, BMEL. MONTEVIDEO. 101PP.
- BRAZEIRO, A., A. BETANCOURT & F. HARETCHE. (2020). BOSQUES NATIVOS DE URUGUAY: DISTRIBUCIÓN, DIVERSIDAD & PROPUESTA DE CLASIFICACIÓN. PLANTAE 3:18.
- CABRERA, A. L., & WILLINK, A. (1973). BIOGEOGRAFÍA DE AMÉRICA LATINA (VOL. 13, PP. 1-117). WASHINGTON DC: PROGRAMA REGIONAL DE DESARROLLO CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO.
- CASTAÑO-VILLA, G. J., RAMOS-VALENCIA, S. A., & FONTÚRBEL, F. E. (2014). FINE-SCALE HABITAT STRUCTURE COMPLEXITY DETERMINES INSECTIVOROUS BIRD DIVERSITY IN A TROPICAL FOREST. ACTA OECOLOGICA, 61, 19-23.
- CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K., & ELLISON, A. M. (2014). RAREFACTION AND EXTRAPOLATION WITH HILL NUMBERS: A FRAMEWORK FOR SAMPLING AND ESTIMATION IN SPECIES DIVERSITY STUDIES. *ECOLOGICAL MONOGRAPHS*, 84(1), 45-67.
- CLEARY, D.F.R., BOYLE, T.J.B., SETYAWATI, T., ANGGRAENI, C.D., VAN LOON, E.E., MENKEN, S.B.J. (2007). BIRD SPECIES AND TRAITS ASSOCIATED WITH LOGGED AND UNLOGGED FOREST IN BORNEO. *ECOL. APPL.* 17, 1184E1197.
- DECALESTA, D.S. (1994). EFFECT OF WHITE-TAILED DEER ON SONGBIRDS WITHIN MANAGED FORESTS IN PENNSYLVANIA. *J. WILDL. MANAG.* 58, 711–718.
- DECARRE, J. (2015). DIVERSITY AND STRUCTURE OF BIRD AND MAMMAL COMMUNITIES IN THE SEMIARID CHACO REGION: RESPONSE TO AGRICULTURAL PRACTICES AND LANDSCAPE ALTERATIONS. TESIS DE DOCTORADO. IMPERIAL COLLEGE LONDON. 191 PP.

- DI BITETTI, M. S., ALBANESI, S. A., FOGUET, M. J., DE ANGELO, C., & BROWN, A. D. (2013). THE EFFECT OF ANTHROPIC PRESSURES AND ELEVATION ON THE LARGE AND MEDIUM-SIZED TERRESTRIAL MAMMALS OF THE SUBTROPICAL MOUNTAIN FORESTS (YUNGAS) OF NW ARGENTINA. *MAMMALIAN BIOLOGY*, 78(1), 21-27.
- DINATA, Y., NUGROHO, A., ACHMAD HAIDIR, I., & LINKIE, M. (2008). CAMERA TRAPPING RARE AND THREATENED AVIFAUNA IN WEST-CENTRAL SUMATRA. *BIRD CONSERVATION INTERNATIONAL*, 18(01).doi:10.1017/s0959270908000051
- EBIRD. (2021). EBIRD: AN ONLINE DATABASE OF BIRD DISTRIBUTION AND ABUNDANCE [WEB APPLICATION]. EBIRD, CORNELL LAB OF ORNITHOLOGY, ITHACA, NEW YORK. AVAILABLE: [HTTP://WWW.EBIRD.ORG](http://www.ebird.org). (ACCESSED: [NOVEMBER 10, 2021]).
- ETCHEBARNE, V., BRAZEIRO, A. (2015). EFECTOS DE LA EXCLUSIÓN DE GANADO EN LA REGENERACIÓN DE LA COMUNIDAD ARBÓREA EN BOSQUES SERRANOS DE AIGUÁ (MALDONADO, URUGUAY). TESIS DE MAESTRÍA. UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY). FACULTAD DE CIENCIAS - PEDECIBA.
- FAO. 2020. EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS FORESTALES MUNDIALES 2020 – PRINCIPALES RESULTADOS. ROMA. [HTTPS://DOI.ORG/10.4060/CA8753ES](https://doi.org/10.4060/ca8753es)
- FENSHAM, R.J. & SKULL, S.D. (1999). BEFORE CATTLE: A COMPARATIVE FLORISTIC STUDY OF EUCALYPTUS SAVANNA GRAZED BY MACROPODS AND CATTLE IN NORTH QUEENSLAND, AUSTRALIA. *BIOTROPICA*, 31, 37–47.
- FERNÁNDEZ SANTIAGO, P. (2017). DIVERSIDAD DE AVES EN PAISAJES AGROFORESTALES DEL URUGUAY : FACTORES DETERMINANTES E IMPLICANCIAS DE LA FORESTACIÓN. TESIS DE GRADO, FACULTAD DE CIENCIAS, UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY).
- GONNET, J. M. (1998). INFLUENCIA DEL PASTOREO SOBRE POBLACIONES DE AVES Y MAMIFEROS HERBIVOROS EN LA REGION DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA 'NACUNAN', MENDOZA, ARGENTINA. DISS (DOCTORAL DISSERTATION, THESIS, UNIVERSIDAD NACIONAL DE CORDOBA, ARGENTINA).
- GONZÁLEZ BUVE, J. (2022). EFECTOS DEL GANADO SOBRE EL ENSAMBLE DE MAMÍFEROS DE MEDIANO Y GRAN PORTE EN BOSQUES DEL URUGUAY: DIVERSIDAD Y PATRONES DE USO DE HÁBITAT. TESIS DE GRADO, FACULTAD DE CIENCIAS, UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY).
- GORDON, I. J., HESTER, A. J., & FESTA-BIANCHET, M. (2004). THE MANAGEMENT OF WILD LARGE HERBIVORES TO MEET ECONOMIC, CONSERVATION AND ENVIRONMENTAL OBJECTIVES. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, 41(6), 1021-1031.
- GROUW, H. V. 2013. WHAT COLOUR IS THAT BIRD? *BRITISH BIRDS*:17–29.
- HAMMER, Ø., D.A.T., HARPER, & P. D. RYAN. (2001). PAST: PALEONTOLOGICAL STATISTICS SOFTWARE PACKAGE FOR EDUCATION AND DATA ANALYSIS. *PALAEONTOLOGIA ELECTRONICA* 4(1): 9PP
- HARVEY, C. A., VILLANUEVA, C., ESQUIVEL, H., GÓMEZ, R., IBRAHIM, M., LOPEZ, M., ... & SINCLAIR, F. L. (2011). CONSERVATION VALUE OF DISPERSED TREE COVER THREATENED BY PASTURE MANAGEMENT. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 261(10), 1664-1674.
- HOSONUMA, N., HEROLD, M., DE SY, V., DE FRIES, R. S., BROCKHAUS, M., VERCHOT, L., ... & ROMIJN, E. (2012). AN ASSESSMENT OF DEFORESTATION AND FOREST DEGRADATION DRIVERS IN DEVELOPING COUNTRIES. *ENVIRONMENTAL RESEARCH LETTERS*, 7(4), 044009.
- JEGANATHAN, P., GREEN, R. E., BOWDEN, C. G. R., PAIN, D. AND RAHMANI, A. (2002) USE OF TRACKING STRIPS AND AUTOMATIC CAMERAS FOR DETECTING CRITICALLY ENDANGERED JERDON'S COURSERS RHINOPTILUS BITORQUATUS IN SCRUB JUNGLE IN ANDHRA PRADESH, INDIA. *ORYX* 36: 182–188
- KAUFFMAN, J.B. & KRUEGER, W.C. (1984) LIVESTOCK IMPACTS ON RIPARIAN ECOSYSTEMS AND STREAMSIDE MANAGEMENT IMPLICATION. A REVIEW. *JOURNAL OF RANGE MANAGEMENT*, 37, 430–438.
- KARASOV, W. H. (1990). DIGESTION IN BIRDS: CHEMICAL AND PHYSIOLOGICAL DETERMINANTS AND ECOLOGICAL IMPLICATIONS, *STUDIES IN AVIAN BIOLOGY*, VOL 13, NO 39, PP. L-4.
- KOWALSKI, M. (2013). Exifpro 2.1. California, US.

- LANTSCHNER, M.V. (2012). EFECTO DE LAS FORESTACIONES SOBRE EL USO DE HÁBITAT Y DISPONIBILIDAD DE RECURSOS DE MAMÍFEROS CARNÍVOROS NATIVOS EN EL NO PATAGÓNICO. TESIS DE DOCTORADO. FACULTAD DE AGRONOMÍA, UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES. 143 pp.
- LAPETINA J. (2009). CAPACIDADES DEL PAÍS PARA LA INTEGRACIÓN DE LOS ASPECTOS DE CONSERVACIÓN Y PRODUCCIÓN EN EL DESARROLLO DE UNA GANADERÍA SUSTENTABLE EN ÁREAS PROTEGIDAS DEL URUGUAY. EN: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/ganaderia-sustentable-areas-protegidas-uruguay>
- LÓPEZ-CALLEJA, M. V. & F. BOZINOVIC (1999) FEEDING BEHAVIOR AND ASSIMILATION EFFICIENCY OF THE RUFOUSTAILED PLANTCUTTER: A SMALL AVIAN HERBIVORE, CONDOR, VOL 101, PP. 705–710.
- MACARTHUR, R. H. & J. W. MACARTHUR (1961) ON BIRD SPECIES DIVERSITY, ECOLOGY, VOL 42, PP. 594–598.
- MACARTHUR, R. H., J. W. MACARTHUR & J. PREER (1962) ON BIRD SPECIES DIVERSITY. II. PREDICTION OF BIRD CENSUS FROM HABITAT MEASUREMENTS, AMERICAN NATURALIST, VOL 96, PP. 167–174.
- MACARTHUR, R., H. RECHER & M. CODY (1966) ON THE RELATION BETWEEN HABITAT SELECTION AND SPECIES DIVERSITY, AMERICAN NATURALIST, VOL 100, PP. 320–332.
- MANNING, A. D., FISCHER, J., & LINDENMAYER, D. B. (2006). SCATTERED TREES ARE KEYSTONE STRUCTURES—IMPLICATIONS FOR CONSERVATION. BIOLOGICAL CONSERVATION, 132(3), 311-321.
- MARTIN, T. G., & POSSINGHAM, H. P. (2005). PREDICTING THE IMPACT OF LIVESTOCK GRAZING ON BIRDS USING FORAGING HEIGHT DATA. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, 42(2), 400-408.
- MARTÍNEZ-LANFRANCO, J. A., VILELLA, F. J., & MILLER, D. A. (2022). AVIAN COMMUNITY RESPONSE TO A NOVEL ENVIRONMENT: COMMERCIAL FORESTRY IN THE CAMPOS GRASSLANDS OF SOUTH AMERICA. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 503, 119765.
- MARTYR, D. (1997). IMPORTANT FINDINGS BY FFI TEAM IN KERENCI SEBLAT, SUMATRA, INDONESIA. ORYX 31: 80–82.
- MCINTYRE, S., HEARD, K.M. & MARTIN, T.G. (2002). HOW GRASSLAND PLANTS ARE DISTRIBUTED OVER FIVE HUMAN-CREATED HABITATS TYPICAL OF EUCALYPT WOODLANDS IN A VARIEGATED LANDSCAPE. PACIFIC CONSERVATION BIOLOGY, 7, 274–289.
- MCINTYRE, S., HEARD, K.M. & MARTIN, T.G. (2003) THE RELATIVE IMPORTANCE OF CATTLE GRAZING IN SUB-TROPICAL GRASSLANDS: DOES IT REDUCE OR ENHANCE PLANT BIODIVERSITY? JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, 40, 445–457.
- MEDINA, A. (2021). ABERRACIONES CROMÁTICAS, CIENCIA CIUDADANA Y FIDELIDAD DE SITIO: EL CASO DE “BLANQUITO”, EL CHORLITO PALMADO (*CHARADRIUS SEMIPALMATUS*) BONAPARTE 1825 (AVES: CHARADRIIFORMES). POSTER PRESENTADO EN: VI CONGRESO URUGUAYO DE ZOOLOGÍA “60 ANIVERSARIO DE LA SZU” Y III ENCUENTRO INTERNACIONAL DE ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN. DICIEMBRE 2021, URUGUAY.
- MEEK, P.D., G. A. BALLARD & P. J. S. FLEMING. (2015). THE PITFALLS OF WILDLIFE CAMERA TRAPPING AS A SURVEY TOOL IN AUSTRALIA. AUSTRALIAN MAMMALOGY 37:13-22.
- MERE RONCAL, C., MIDDENDORF, E., FORSYTH, A., CÁCERES, A., BLAKE, J. G., ALMEYDA ZAMBRANO, A. M., & BROADBENT, E. N. (2019). ASSEMBLAGE STRUCTURE AND DYNAMICS OF TERRESTRIAL BIRDS IN THE SOUTHWEST AMAZON: A CAMERA-TRAP CASE STUDY. JOURNAL OF FIELD ORNITHOLOGY. DOI:10.1111/JOFO.12299
- MGAP-DIEA. (2011). CENSO GENERAL AGROPECUARIO. MONTEVIDEO.
- MONTES DEL PLATA (2020). CONOCÉ EL SECRETO MEJOR ESCONDIDO DEL CORAZÓN DEL PAÍS: RINCÓN DEL RÍO, NUEVA ÁREA DE ALTO VALOR DE CONSERVACIÓN DE MONTES DEL PLATA. RECUPERADO DE: [1/9/2021]
- MOORE, F. & P. KERLINGER (1987) STOPOVER AND FAT DEPOSITION BY NORTH AMERICAN WOOD-WARBLERS (PARULINAE) FOLLOWING SPRING MIGRATION OVER THE GULF OF MEXICO, OECOLOGIA, VOL 74, NO 1, PP. 47–54.
- MOSQUERA-MUÑOZ, D. M., CORREDOR, G., CARDONA, P. & ARMBRECHT, I. (2014). FOTOTRAMPEO DE AVES CAMINADORAS Y MAMÍFEROS ASOCIADOS EN EL PIEDEMONTE DE FARALLONES DE CALI.

- BOLETÍN CIENTÍFICO. CENTRO DE MUSEOS. MUSEO DE HISTORIA NATURAL, 18(2), 144-156. RETRIEVED SEPTEMBER 14, 2019
- NANNI, A. S. (2015). DISSIMILAR RESPONSES OF THE GRAY BROCKET DEER (*MAZAMA GOUAZOUBIRA*), CRAB-EATING FOX (*CERDOCYON THOUS*) AND PAMPAS FOX (*LYCALOPES GYMNOCEPUS*) TO LIVESTOCK FREQUENCY IN SUBTROPICAL FORESTS OF NW ARGENTINA. *MAMMALIAN BIOLOGY*, 80(4), 260-264.
- NIEDEBALLA, J., A. COURTIOL & R. SOLLMANN (2017) CAMTRAPR: CAMERA TRAP DATA MANAGEMENT AND PREPARATION OF OCCUPANCY AND SPATIAL CAPTURE-RECAPTURE ANALYSES. R PACKAGE VERSION 0.99.9.
- NORES, M., CERANA, M., & SERRA, D. (2005). DISPERSAL OF FOREST BIRDS AND TREES ALONG THE URUGUAY RIVER IN SOUTHERN SOUTH AMERICA. *DIVERSITY AND DISTRIBUTIONS*, 11(3), 205-217.
- O'BRIEN, T. G., & KINNAIRD, M. F. (2008). A PICTURE IS WORTH A THOUSAND WORDS: THE APPLICATION OF CAMERA TRAPPING TO THE STUDY OF BIRDS. *BIRD CONSERVATION INTERNATIONAL*, 18(S1), S144-S162.
- OLMOS, A. (2009). AVES EN EL URUGUAY Y SU DISTRIBUCIÓN GLOBAL. TRADINCO, INDUSTRIA GRÁFICA DEL LIBRO, MONTEVIDEO, URUGUAY.
- ORIAN, G. H. & J. F. WITTENBERGER (1991) SPATIAL AND TEMPORAL SCALES IN HABITAT SELECTION, *AMERICAN NATURALIST*, VOL 137, PP. 29-49.
- PERRY, D. A., OREN, R., & HART, S. C. (2008). *FOREST ECOSYSTEMS*. JHU PRESS.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G. & MCNEIL, R. (1994) DIETS OF LANDBIRDS FROM NORTHEASTERN VENEZUELA, *CONDOR*, VOL 96, PP. 354-367.
- PUECHAGUT, P. B., POLITI, N., DE LOS LLANOS, E. R., LIZARRAGA, L., BIANCHI, C. L., BELLIS, L. M., & RIVERA, L. O. (2018). ASSOCIATION BETWEEN LIVESTOCK AND NATIVE MAMMALS IN A CONSERVATION PRIORITY AREA IN THE CHACO OF ARGENTINA. *MASTOZOOLÓGIA NEOTROPICAL*, 25(2), 407-418.
- RANDLER, C., & KALB, N. (2018). DISTANCE AND SIZE MATTERS: A COMPARISON OF SIX WILDLIFE CAMERA TRAPS AND THEIR USEFULNESS FOR WILD BIRDS. *ECOLOGY AND EVOLUTION*, 8(14), 7151-7163. DOI:10.1002/ECE3.4240
- RIVERO, P. A., & AZPIROZ, A. B. (2018). ENSAMBLES DE AVES DE LA CUCHILLA DE LAURELES: UN ÁREA PRIORITARIA PARA LA CONSERVACIÓN EN LOS CAMPOS DEL NORTE DE URUGUAY. *ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL*, 29(1), 59-70.
- RODRÍGUEZ SÁNCHEZ, F., LUQUE-OLIVA, V., & DOÑA, V. J. (2017). IMPACTOS DE LA HERBIVORÍA POR UNGULADOS EN LAS COMUNIDADES DE PLANTAS LEÑOSAS DEL PARQUE NATURAL DE LOS ALCORNOCALES. *ALMORAIMA REVISTA DE ESTUDIOS CAMPOGIBALTAREÑOS*, 49, 251-263.
- RODRÍGUEZ, M. (2006). ESTRUCTURA Y REGENERACIÓN DEL BOSQUE DE OMBÚES (*PHYTOLACCA DIOICA*) DE LA LAGUNA DE CASTILLOS (ROCHA, URUGUAY), IN: MENAFRA, R., RODRÍGUEZ, L., SCARABINO, F., CONDE, D. (EDS.), BASES PARA LA CONSERVACIÓN Y EL MANEJO DE LA COSTA URUGUAYA. VIDA SILVESTRE URUGUAY, MONTEVIDEO. PP. 503 - 511.
- ROSENSTOCK, S. S., ANDERSON, D. R., GIESEN, K. M., LEUKERING, T., & CARTER, M. F. (2002). LANDBIRD COUNTING TECHNIQUES: CURRENT PRACTICES AND AN ALTERNATIVE. *THE AUK*, 119(1), 46-53.
- RUSHING, C. S., ROHRBAUGH, R. W., FISS, C. J., ROSENBERY, C. S., RODEWALD, A. D., & LARKIN, J. L. (2020). LONG-TERM VARIATION IN WHITE-TAILED DEER ABUNDANCE SHAPES LANDSCAPE-SCALE POPULATION DYNAMICS OF FOREST-BREEDING BIRDS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 456, 117629.
- SALA, O. E., CHAPIN, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., ... & WALL, D. H. (2000). GLOBAL BIODIVERSITY SCENARIOS FOR THE YEAR 2100. *SCIENCE*, 287(5459), 1770-1774.
- ŞEKERÇIOĞLU, Ç. H., DAILY, G. C. & EHRLICH, P. R. (2004) ECOSYSTEM CONSEQUENCES OF BIRD DECLINES, *PROC NATL ACAD SCI USA*, VOL 101, NO 52, PP. 18042-7.

- SEKERCIOGLU, C.H., EHRLICH, P.R., DAILY, G.C., AYGEN, D., GOEHRING, D., SANDI, R.F., (2002). DISAPPEARANCE OF INSECTIVOROUS BIRDS FROM TROPICAL FOREST FRAGMENTS. *PROC. NATL. ACAD. SCI. U S A* 99, 263E267.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E. A., VERDUGO, C., ALEUY, O. A., SANDERSON, J. G., ORTEGA-SOLÍS, G. R., OSORIO-ZÚÑIGA, F., & GONZÁLEZ-ACUÑA, D. (2010). EVALUATING MORTALITY SOURCES FOR THE VULNERABLE PUDU PUDU PUDA IN CHILE: IMPLICATIONS FOR THE CONSERVATION OF A THREATENED DEER. *ORYX*, 44(1), 97-103.
- SILVEIRA, R. D., DA ROSA, H. M., PEREIRA, A. A., PASSAMANI, M., & ZENNI, R. D. (2021). NATURAL FACTORS BUT NOT ANTHROPOGENIC FACTORS AFFECT NATIVE AND NON-NATIVE MAMMAL DISTRIBUTION IN A BRAZILIAN NATIONAL PARK. *ANIMAL BIODIVERSITY AND CONSERVATION*, 44(2), 241-250.
- SODHI, N.S., LIOW, L.H., BAZZAZ, F.A., (2004). AVIAN EXTINCTIONS FROM TROPICAL AND SUBTROPICAL FORESTS. *ANNU. REV. ECOL. EVOL. SYST.* 35, 232E345.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. (1969). *BIOMETRY: THE PRINCIPLES AND PRACTICE OF STATISTICS IN BIOLOGICAL RESEARCH*, JOURNAL OF THE ROYAL STATISTICAL SOCIETY. SERIES A (GENERAL). W.H. FREEMAN AND COMPANY, NEW YOTK. [HTTPS://DOI.ORG/10.2307/2343822](https://doi.org/10.2307/2343822)
- STOUFFER, P.C., STRONG, C., NAKA, L.N., (2009). TWENTY YEARS OF UNDERSTOREY BIRD EXTINCTIONS FROM AMAZONIAN RAIN FOREST FRAGMENTS: CONSISTENT TRENDS AND LANDSCAPE-MEDIATED DYNAMICS. *DIVERS. DISTRIB.* 15, 88E97.
- STRATFORD, J. A., & ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. (2015). BIRDS IN FOREST ECOSYSTEMS. IN *ROUTLEDGE HANDBOOK OF FOREST ECOLOGY* (PP. 295-310). ROUTLEDGE.
- TAYLOR, D. M. (1986). EFFECTS OF CATTLE GRAZING ON PASSERINE BIRDS NESTING IN RIPARIAN HABITAT. *RANGELAND ECOLOGY & MANAGEMENT/JOURNAL OF RANGE MANAGEMENT ARCHIVES*, 39(3), 254-258.
- VERGARA, W., GALLARDO LOMELI, L., RIOS, A.R., ISBELL, P., PRAGER S., DE CAMINO, R. (2016). THE ECONOMIC CASE FOR LANDSCAPE RESTORATION IN LATIN AMERICA. *WORLD RESOURCES INSTITUTE*, WASHINGTON, DC, USA. 68 p.
- WHITEHORNE, I., HARRISON, M., 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. *JOURNAL OF ECOSYSTEMS AND MANAGEMENT*, 12(3).
- WOLF, B. O. & G. E. WALSBERG (1996) THERMAL EFFECTS OF RADIATION AND WIND ON A SMALL BIRD AND IMPLICATIONS FOR MICROSITE SELECTION, *ECOLOGY*, VOL 77, PP. 2228–2236.
- WOLF, B. O., WOODEN, K. M. & WALSBERG, G. E. (1996) THE USE OF THERMAL REFUGIA BY TWO SMALL DESERT BIRDS, *CONDOR*, VOL 98, PP. 424–427.
- WUNDERLE, J.M., WILLIG, M.R., HENRIQUES, M.L. (2005). AVIAN DISTRIBUTION IN TREE FALL GAPS AND UNDERSTOREY OF TERRA FIRME FOREST IN THE LOWLAND AMAZON. *IBIS* 147, 109E129

ANEXO

Lista de aves potenciales

Tabla A1. Lista de especies potenciales de encontrar en sotobosque en el área de estudio. Construida a partir de dos fuentes (Azpiroz 2012; Olmos 2009), agregando cualquier especie que en al menos una de las fuentes figure como que utiliza el estrato más bajo de los bosques, en el área de estudio.

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
<i>Rhea americana</i>	Ñandú
<i>Rhynchotus rufescens</i>	Martineta
<i>Nothura maculosa</i>	Perdiz
<i>Penelope obscura</i>	Pava de Monte
<i>Tigrisoma lineatum</i>	Garza colorada
<i>Theristicus caerulescens</i>	Bandurria mora
<i>Theristicus caudatus</i>	Bandurria amarilla
<i>Aramides cajanea</i>	Chiricote
<i>Aramides ypecaha</i>	Gallineta grande
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero
<i>Columbina picui</i>	Torcacita común
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Paloma montaraz oscura
<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma montaraz común
<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma ala manchada
<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma de Monte
<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza
<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra
<i>Guira guira</i>	Pirincho
<i>Tapera naevia</i>	Crespín
<i>Setopagis parvula</i>	Dormilón chico
<i>Hydropsalis torquata</i>	Dormilón tijereta
<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero de Campo
<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero nuca roja
<i>Anumbius annumbi</i>	Espinero
<i>Furnarius rufus</i>	Hornero
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Titirí
<i>Drymornis bridgesii</i>	Trepador grande
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Trepador chico
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Barullero
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	Viudita negra común
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	Mosqueta de Monte
<i>Machetornis rixosa</i>	Picabuey
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Mosqueta estriada
<i>Serpophaga nigricans</i>	Tiquitiqui oscuro
<i>Tyrannus savana</i>	Tijereta
<i>Xolmis cinereus</i>	Escarchero

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
<i>Xolmis irupero</i>	Viudita blanca común
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina azul chica
<i>Troglodytes aedon</i>	Ratonera
<i>Turdus albicollis</i>	Zorzal collar blanco
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá
<i>Turdus rufiventris</i>	Zorzal común
<i>Mimus saturninus</i>	Calandria
<i>Mimus triurus</i>	Calandria tres colas
<i>Saltator aurantirostris</i>	Rey del Bosque Común
<i>Stephanophorus diadematus</i>	Cardenal azul
<i>Embernagra platensis</i>	Verdón
<i>Paroaria coronata</i>	Cardenal copete rojo
<i>Microspingus cabanisi</i>	Monterita rabadilla roja
<i>Microspingus melanoleucus</i>	Monterita cabeza negra
<i>Poospiza nigrorufa</i>	Sietevestidos
<i>Sicalis flaveola</i>	Dorado
<i>Sicalis luteola</i>	Misto
<i>Sporophila caerulescens</i>	Gargantillo
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Reina mora
<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i>	Azulito
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Arañero oliváceo
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Arañero cara negra
<i>Setophaga pitiauyumi</i>	Pitiayumí
<i>Agelaioides badius</i>	Músico
<i>Cacicus chrysopterus</i>	Boyero ala amarilla
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo común
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Tordo pico corto

Registros fotográficos de las cámaras trampa



Figura A1. Registros fotográficos de especies de aves prioritarias para la conservación según el Sistema Nacional de Áreas Protegidas: **A)** Ñandú (*Rhea americana*) **B)** Martineta (*Rhynchotus rufescens*) **C)** Perdiz (*Nothura maculosa*) **D)** Carao (*Aramus guaruna*)



Figura A2. Registros fotográficos de algunas especies de aves capturas en las cámaras trampa **A)** Gallineta grande (*Aramides ypecaha*) **B)** Urraca común (*Cyanocorax chrysops*) **C)** Garza colorada (*Tigrisoma lineatum*) **D)** Pava de monte (*Penelope obscura*) **E)** Zorzal collar blanco (*Turdus albicollis*) **F)** Rey del bosque común (*Saltator aurantiirostris*)

Residuos GLM de la tasa de captura del ganado

Al analizar los residuos del modelo se observó que el mismo era adecuado, ya que las diferencias entre residuos observados y esperados estaban dispersadas al azar, sin una tendencia, así como también mostró una distribución azarosa de los residuos la gráfica entre residuos y estimados (Fig. A3).

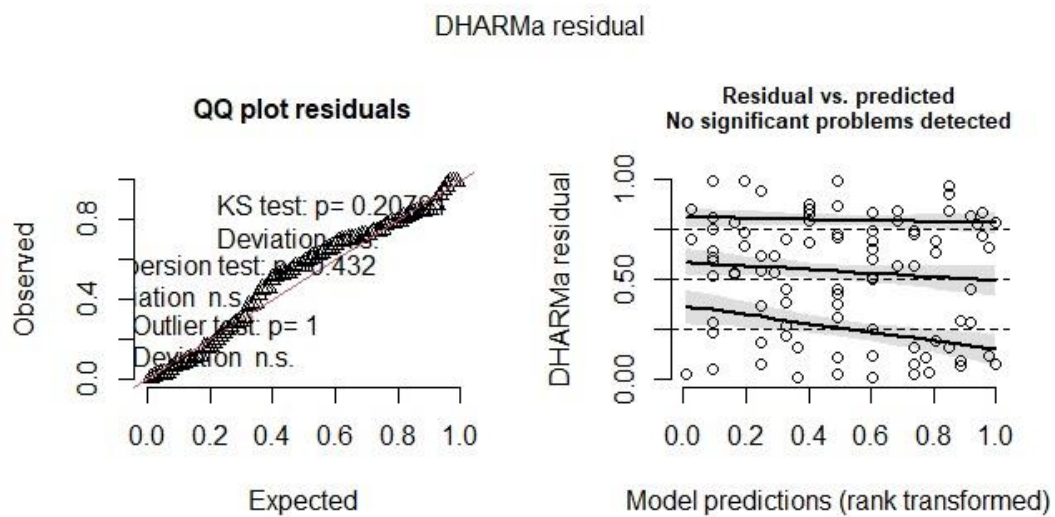


Figura A3. Gráficas de los residuos de los GLM. La primera gráfica muestra cómo se dispersan las diferencias entre residuos esperados y observados; y la segunda grafica los residuos contra los estimados.

Variables fisonómicas

No se encontró correlación entre las variables vegetales, siendo la cobertura de mantillo con los estratos las variables más correlacionadas (0.7321), pero sin llegar a un $R > 0.75$ (Fig. A4).

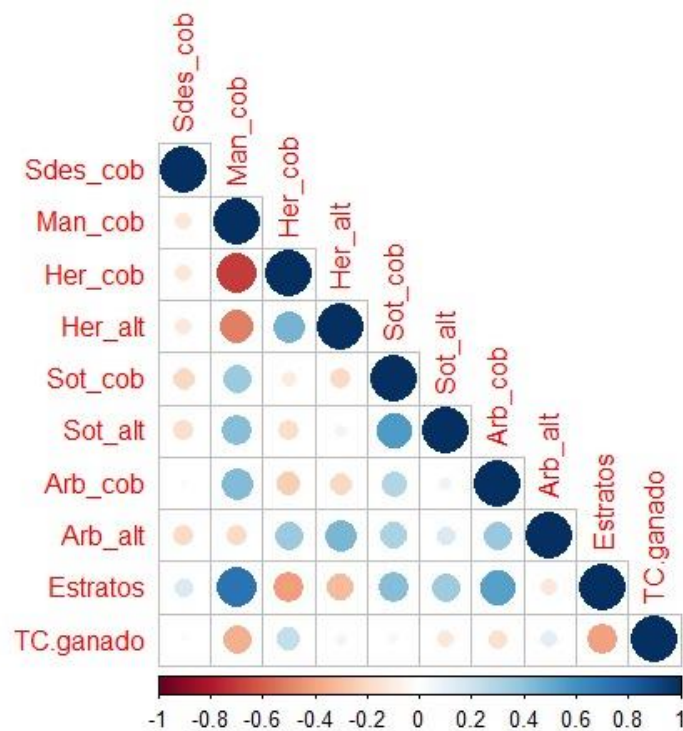


Figura A4. Gráfico de la correlación lineal entre las variables vegetales. Códigos de las variables: Sdes_cob: cobertura de suelo desnudo, Man_cob: cobertura de mantillo, Her_cob: cobertura de herbáceas, Her_alt: altura de herbáceas, Sot_cob: cobertura de sotobosque, Sot_alt: altura de sotobosque, Arb_cob: cobertura de arbustos, Arb_alt: altura de arbustos, TC.ganado: tasa de captura del ganado.

Variables fisonómicas y carga ganadera

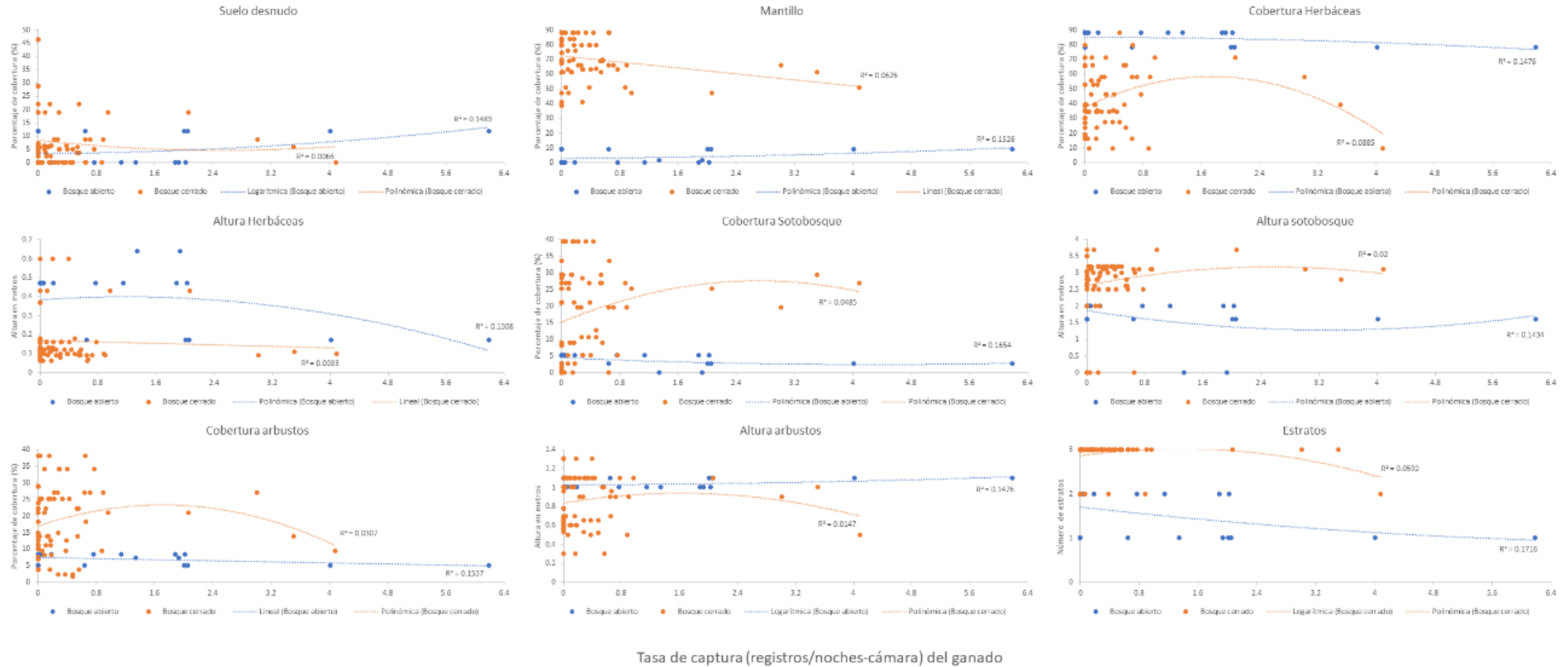


Figura A5. Relaciones exploratorias de cada variable fisonómica en función de la tasa de captura del ganado (registros/noches-cámara) para bosques de dosel abierto (azul) y dosel cerrado (naranja). Se representa el R2 de la línea de tendencia.