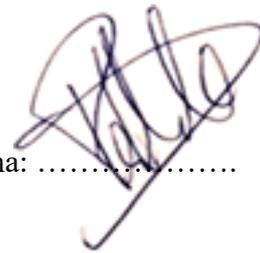


Relación entre la cobertura de bosque y la
diversidad funcional de aves en el Chaco
semiárido de Córdoba

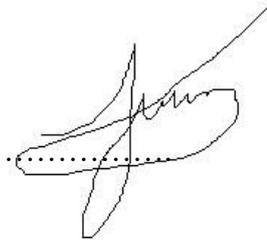
Tesinista: Pablo Darbyshire

Firma:



Director: Dr. Julian N. Lescano

Firma:



Co-Director: Dr. David L. Vergara-Tabares

Firma:



Grupo de Ecología y Ecofisiología de Aves (IDEA - CONICET - UNC)
Centro de Zoología Aplicada - Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Universidad Nacional de Córdoba
Carrera de Ciencias Biológicas
Córdoba - Argentina

-2024-

Relación entre la cobertura de bosque y la
diversidad funcional de aves en el Chaco
semiárido de Córdoba

Tribunal examinador:

Dra. Laura Bellis

Firma: 

Biól. Guillermo Sferco

Firma: 

Dr. Gregorio Gavier-Pizarro

Firma: 

Calificación: 10 (diez)

Fecha: 19/03/2024

INDICE

RESUMEN	4
INTRODUCCIÓN.....	5
HIPÓTESIS.....	9
OBJETIVOS.....	9
MATERIALES Y METODOS	10
• Área de estudio.....	10
• Diseño de muestreo	12
• Comunidades de aves	13
• Rasgos funcionales	13
• Diversidad Funcional	14
• Análisis de datos	16
RESULTADOS	16
• Comunidades de aves y rasgos funcionales	16
• Diversidad funcional: escala de efecto e influencia de la cobertura de bosque	19
DISCUSIÓN.....	23
BIBLIOGRAFÍA.....	27
ANEXO 1.....	33
ANEXO 2.....	42

RESUMEN

En la actualidad, diversas especies y comunidades se están viendo amenazadas por factores antropogénicos, destacándose la disminución y fragmentación del hábitat como principales causantes de la pérdida de biodiversidad global. Este estudio se centra en el Bosque Chaqueño Sudamericano, uno de los ecosistemas más amenazados por el avance de la frontera agrícola en el mundo, poniendo como objetivo entender la relación entre la disminución de las áreas de bosque y la diversidad funcional de las aves. Se llevaron a cabo relevamientos de aves en once paisajes con diferentes coberturas de bosque. Se analizó la abundancia de especies y sus rasgos funcionales, para estimar los índices de diversidad funcional: riqueza, equitatividad, divergencia y dispersión funcional. Para determinar el radio al cual la relación entre cada índice y el gradiente de la cobertura de bosque es más fuerte, se utilizó el método de la “escala de efecto”. Aunque no se encontró una asociación estadística significativa, la divergencia funcional mostró una dependencia positiva ($p=0,06$). La escala de efecto para cada índice varió entre 250m (equitatividad) y 3000m (divergencia). Desde una perspectiva de la conservación, estos hallazgos remarcan la importancia de preservar incluso los parches de bosque más pequeños en la matriz de cultivo, ya que pueden albergar diversas aves y funciones ecológicas. No obstante, se sugiere una evaluación más amplia considerando la estructura y fisonomía del paisaje, distintos o más rasgos funcionales, índices y hasta otro grupo de organismos para comprender mejor la relación entre diversidad funcional, funciones ecosistémicas y la fragmentación del Bosque Chaqueño Sudamericano.

Palabras clave: Escala de efecto, diversidad funcional, rasgos funcionales, funciones ecológicas; cobertura de bosque.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, numerosas especies y comunidades enteras están siendo amenazadas por distintos factores antropogénicos. Entre ellos, la pérdida y fragmentación de los hábitats naturales son consideradas la causa principal de la pérdida de biodiversidad y degradación de los ecosistemas a nivel global (Pardini et al. 2017). Es esperable que estos procesos afecten en gran medida ciertas funciones ecosistémicas que ocurren en los hábitats remanentes, debido a las disminuciones poblacionales y/o extinciones locales (Morante-Filho & Faria 2017, Maure et al. 2018; Hatfield et al. 2018). La pérdida de hábitat se refiere a la completa desaparición de los ambientes naturales, llevando a una disminución en su cobertura a escala de paisaje (Fahrig et al. 2019). Por otro lado, la fragmentación del hábitat se refiere a la reducción de extensiones continuas de hábitat natural en áreas más pequeñas o parches (Fischer & Lindenmayer 2007, Wilson et al. 2016, Fahrig 2003). Aunque algunos hábitats son naturalmente irregulares, en términos de condiciones abióticas y bióticas, las acciones humanas han contribuido profundamente, en todo el mundo, a la pérdida y fragmentación del paisaje alterando la cantidad, calidad y conectividad de los hábitats. Entre las distintas actividades humanas relacionadas a la destrucción de los ambientes naturales, el avance de la frontera agrícola es, sin dudas, el principal factor implicado en dicho proceso. Actualmente el 38% de la superficie terrestre libre de hielo está destinada a la producción agrícola, representando el uso de la tierra más extenso del planeta (Foley et al. 2011). Esta gran pérdida de área total y la desconexión de fragmentos remanentes tienen consecuencias graves y a menudo irreversibles en la biodiversidad y en el funcionamiento de los ecosistemas.

En este contexto, un aspecto importante a evaluar es la manera en que los cambios en la biodiversidad causados por disturbios antrópicos pueden afectar a las funciones del ecosistema (De Coster et al. 2015; Hatfield et al. 2018). Según De Coster et al. (2015) contar con este conocimiento podría contribuir significativamente a mejorar las políticas de conservación y sustentabilidad (Hopper et al. 2005; Cadotte et al. 2011; Matuoka et al. 2020a), dado que la pérdida y fragmentación del hábitat no solo pueden reducir el número de especies, sino también la composición y la diversidad de funciones ecosistémicas que estas desarrollan (Thomson et al. 2017; Oliver et al. 2015;).

Las aves representan el grupo con mayor diversidad de funciones ecosistémicas dentro de los vertebrados, como son la dispersión de semillas, la polinización, regulación de

otros organismos, descomposición y fertilización del suelo entre otras (Sekercioglu 2006; Morante-Filho & Faria 2017). Esas funciones no sólo son relevantes para el funcionamiento equilibrado de los ecosistemas, sino que además brindan una serie de servicios o contribuciones naturales con gran repercusión en la calidad de vida humana (Rosemary Hill, Sandra Díaz et al. 2021). Nuestro conocimiento de cómo la pérdida de hábitat lleva a cambios en la biodiversidad afectando las funciones ecosistémicas de las aves es limitado, en especial en zonas como los trópicos y Sudamérica.

La diversidad funcional (DF) es un concepto adecuado para evaluar las funciones ecosistémicas de las especies, dado que se centra en analizar sus roles en función de sus características particulares (Scheiner et al. 2017). Este concepto no se limita simplemente a contar el número de especies presentes, sino que se centra en comprender cómo estas interactúan entre ellas y con el ecosistema para así contribuir a los procesos ecosistémicos (Cadotte et al. 2011). Por esto, investigar la DF es crucial para la conservación y el manejo sostenible de los ecosistemas (Biggs et al. 2015). Una de las métricas más utilizadas para estimar la DF históricamente fue la riqueza por grupo funcional, lo cual consiste en agrupar a las especies en conjuntos discretos de acuerdo con la similitud de sus rasgos funcionales o a ciertas categorías de rasgos y estimar el número de especies que componen cada grupo (Mason et al. 2005; Bregman et al. 2014; Hatfield et al. 2018). Sin embargo, dicho enfoque tiene ciertas limitaciones ya que este agrupamiento *a priori* de especies, supone total equivalencia ecológica entre las que conforman un mismo grupo (Flynn et al. 2009). Pero no todas las especies dentro de un grupo ecológico (e.g., gremio trófico) contribuyen de igual manera a una función ecosistémica. Existe evidencia empírica de que algunas pocas especies contribuyen de manera desproporcionada a una función (Winfrey et al. 2015). Por lo tanto, la pérdida o adición de especies en una comunidad puede conducir a una respuesta no lineal en determinada función ecosistémica (Díaz & Cabido 2001; Schleuning et al. 2015). En este sentido, numerosos autores sugieren que la contribución de las especies a una función ecosistémica depende más bien de los rasgos de las especies, y no el número de entidades taxonómicas *per se* (Flynn et al 2009; Laliberté & Legendre 2010). Es decir que mientras el enfoque de “grupos funcionales” tiene la ventaja de tener una rápida y fácil aplicación, aparece como menos confiable que una medición de DF continua de las funciones del ecosistema (Mason et al. 2005).

La complementariedad de los nichos ha sido identificada como un posible mecanismo para vincular la DF con las funciones ecosistémicas. Este mecanismo se refiere a cómo diferentes especies pueden coexistir utilizando recursos de manera diferente o

desempeñando funciones específicas en el ecosistema evitando la competencia directa. Entonces, si hay una distribución uniforme de los recursos, una mayor complementariedad de nichos podría optimizar su utilización dentro de la comunidad, dando como resultado una mayor productividad y una mayor estabilidad del ecosistema (Mason et al. 2005).

Para poder medir la DF y eventualmente encontrar una correlación con las funciones ecosistémicas (Cadotte et al. 2011), distintos autores propusieron una serie de índices. En este trabajo se evalúa la riqueza funcional, la equitatividad funcional y la divergencia funcional propuestos por Mason et al. (2005), agregando además la dispersión funcional (Laliberté & Legendre 2010) (ver detalle en la sección de Materiales y métodos). Los antecedentes que hay hasta el momento sobre el efecto de los cambios en el uso de la tierra sobre la DF de aves no muestran un patrón claro. Por ejemplo, se han detectado tanto aumentos (Coetzee & Chown 2016) como disminuciones (Barzan et al. 2023; Silveti et al. 2023; Vaccaro y Bellocq 2019; Edwards et al. 2013; Prescott et al. 2016; Bovo et al. 2018) de la DF a mayor destrucción del hábitat, lo que podría variar de acuerdo a las variables consideradas para describir la estructura del paisaje y a los índices de diversidad utilizados (Coetzee & Chown 2016). Por lo tanto, el entendimiento acerca de cómo este disturbio puede afectar la función de un ecosistema mediado por cambios en la composición de la comunidad de aves es aún limitado (Matuoka et al. 2020a). El primer meta-análisis realizado en este contexto muestra que los cambios en el uso de la tierra generan un efecto global negativo sobre la DF de las aves (Matuoka et al. 2020a).

Considerando los antecedentes planteados, es necesario aumentar el número de estudios que evalúen los efectos de la pérdida de bosque sobre la DF, para lograr así una mejor comprensión en esta materia y poder mejorar las políticas de conservación. En particular, esto es necesario en regiones poco estudiadas, como es el caso de Sudamérica. El bosque chaqueño Sudamericano representa un ambiente sumamente interesante, importante y prioritario para estudiar los efectos que tiene la pérdida del hábitat sobre la DF de las comunidades de aves. Dicha región ha experimentado una acelerada pérdida y fragmentación de su vegetación nativa en los últimos 40 años debido principalmente a la expansión de la frontera agrícola (Hansen et al. 2013; Schmidt et al. 2015). Particularmente, durante el período 2000-2012, esta región presentó la tasa de pérdida neta de bosque más alta del mundo (Hansen et al. 2013), por lo que actualmente se menciona al bosque chaqueño como un “hotspot” global de deforestación (Jacobson et al. 2019). Las tasas de pérdida de bosque son alarmantes en la región, y aunque el bosque aún conserva una alta diversidad de aves, con más de 400 especies (Semper-Pascual et al. 2018), con representantes de

numerosos gremios tróficos, tamaños corporales, estrategias de forrajeo, entre otros rasgos (Giraud et al. 2006; Dardanelli et al. 2006; Codesido et al. 2009; Macchi et al. 2013; 2019), muchos de los últimos estudios determinaron una pérdida significativa en la riqueza, abundancia (Alasco et al. 2019) y también en la diversidad funcional de aves en la región del Chaco Serrano (Silveti et al. 2023).

En la provincia de Córdoba, donde se ubica el extremo sur de esta ecorregión, el proceso de pérdida de bosque fue similar al mencionado para la región chaqueña en general. El principal factor de cambio en el uso del suelo en la provincia se da por el reemplazo de los bosques nativos por cultivos anuales, principalmente de soja y maíz (Zak et al. 2008). Este cambio en el uso de la tierra resulta en un mosaico de fragmentos de bosque de distintos tamaños y formas, inmersos en una matriz agrícola.

La pérdida y fragmentación de hábitat son procesos que ocurren a escala de paisaje, por lo tanto, este tipo de estudios debe ser abordado a dicha escala (Fahrig, 2003). Sin embargo, definir la extensión adecuada del paisaje a estudiar representa un desafío (Jackson & Fahrig 2015). Numerosos trabajos definen la extensión del paisaje *a priori*, de manera arbitraria, basada en antecedentes previos, o basada en ciertos rasgos de las especies, como su tamaño, su rango de acción o su capacidad de dispersión (Moraga et al. 2019). Para evitar estas extensiones arbitrarias, se recomienda realizar estudios en múltiples escalas centradas en fragmentos focales (Jackson & Fahrig 2015). Brevemente, consiste en tomar los datos en diferentes sitios focales de una región, y medir el porcentaje de hábitat en múltiples extensiones alrededor de cada uno de los sitios. De esta forma, la extensión del paisaje que mejor explica la relación entre la cobertura de hábitat y la variable respuesta estudiada (índice de DF en este caso) es lo que se conoce como la “escala de efecto” (Jackson & Fahrig 2015). Sin embargo, aún son pocos los estudios que incorporan este enfoque, en particular en la región Neotropical.

Las investigaciones orientadas a estudiar la fragmentación del hábitat y sus consecuencias sobre la biodiversidad están hechas considerando a la cantidad de borde, tamaño, forma, cantidad y/o aislamiento de los fragmentos como medidas de la fragmentación. Muchos estudios además no diferencian este proceso del de pérdida de hábitat, y suponen que ésta queda implícita al hablar de fragmentación. (Fahrig, 2003, 2013).

Debido a esto Fahrig en 2013 propuso la “Hipótesis de Cantidad de Hábitat” para analizar la relación entre los disturbios en el paisaje y la riqueza de especies. De esta forma reemplaza las variables “tamaño” y “aislamiento” de los fragmentos por la de cantidad de hábitat del paisaje del sitio donde se toma la muestra. Fahrig considera que el efecto de

tamaño y aislamiento sobre la riqueza de especies, en realidad está mediado por la cantidad de hábitat en el paisaje circundante. En este contexto, esta hipótesis predice que, si los sitios donde se toman las muestras tienen el mismo tamaño, la riqueza aumentará con la cantidad de hábitat total que hay en sus paisajes locales.

En trabajos previos realizados en este grupo de investigación se demostró que la pérdida de bosque chaqueño afecta la riqueza y abundancia en aves insectívoras (Lopez A. et al. 2020). Los mismos autores sugirieron la importancia de continuar estos estudios abordando posibles cambios en la diversidad funcional que resultan de la pérdida de bosque. Estos estudios se realizaron en la presente tesina extendiendo el análisis a todas las aves de la región.

HIPÓTESIS

La pérdida de bosque generará una disminución en los diferentes componentes de la DF: aquellos paisajes con menor cobertura de bosque presentarán una menor riqueza, equitatividad, divergencia y dispersión funcional en comparación con paisajes con una mayor cobertura de bosque.

OBJETIVOS

General: Evaluar la relación entre la cobertura de bosque y la DF de las aves en el bosque chaqueño semiárido de Córdoba.

Específicos:

- 1) Calcular los siguientes índices de DF para el Chaco semiárido de Córdoba a partir de los rasgos analizados: Dispersión funcional, Riqueza funcional, Equitatividad funcional y Divergencia Funcional.
- 2) Analizar la relación de estos índices con la cobertura de bosque, a la escala de efecto determinada para cada índice.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la región del Chaco semiárido de la provincia de Córdoba. Particularmente el estudio se desarrolló entre las localidades de La Puerta (límite sur) y Candelaria Norte (límite norte; Fig. 1). Esta ecorregión ha sufrido un severo proceso de agriculturización; tal es así que en los últimos 30 años se ha perdido el 80% de su vegetación nativa (Hoyos et al. 2013; Frate et al. 2015). Actualmente, la vegetación nativa se encuentra restringida a fragmentos de bosque de distintos tamaños y formas, rodeados principalmente por una matriz de cultivos anuales. Los principales cultivos en la región son la soja y el maíz (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2020). Los remanentes de bosque están dominados por *Aspidosperma quebracho-blanco*, junto a otras especies tales como *Neltuma nigra*, *Neltuma kuntzei*, *Senegalia praecox*, *Ziziphus mistol*, *Celtis ehrenbergiana*, y la palmera *Trithrinax campestris* (Cabido et al. 2018). Además, se encuentran algunos individuos aislados de *Shinopsis lorentzii* distribuidos en el paisaje agrícola (Verga, obs. pers.). El sotobosque tiene aspecto de matorral alto y está compuesto por *Larrea divaricata*, *Capparis atamisquea*, *Condalia microphylla*, *Monteverdia spinosa*, *Castela coccinea* entre otras especies (Cabido et al. 2018).

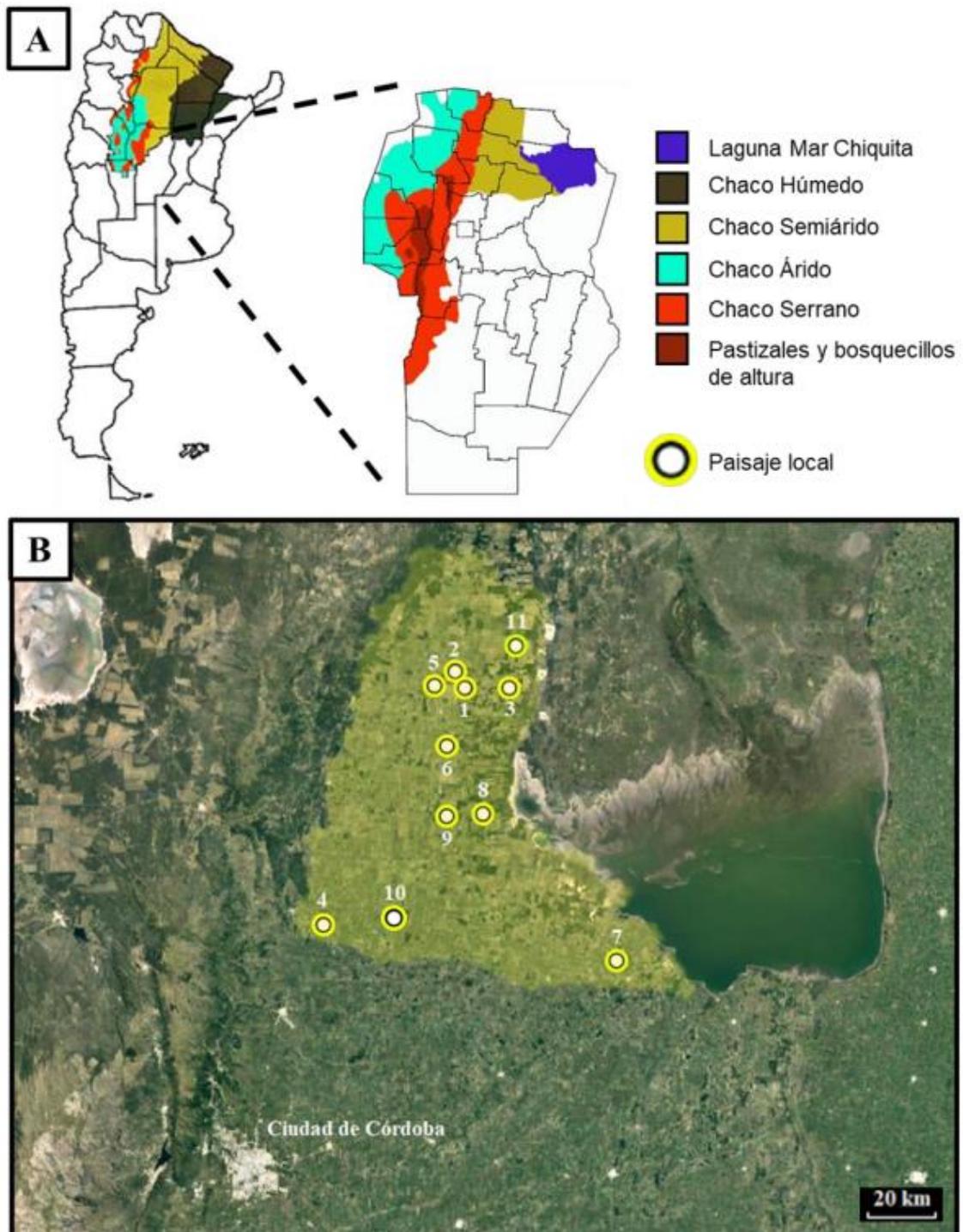


Fig. 1. Ubicación del Gran Chaco y sus subregiones en Argentina y en la Provincia de Córdoba (A). Imagen satelital con la localización de los paisajes locales correspondientes a cada sitio focal (3000 m de radio) en el Chaco Semiárido de la Provincia de Córdoba (B). (Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño 1999, Atlas de los Bosques Nativos Argentinos 2003). (Imagen y leyenda tomada de Lopez A. et al. 2020).

Diseño de muestreo

El diseño de muestreo para realizar los relevamientos de aves consistió en un estudio multi-escala de los sitios focales (Jackson & Fahrig 2015). Este consiste en tomar las muestras en ciertos puntos focales y estimar la estructura del paisaje (en este caso la cobertura de bosque) a múltiples extensiones a partir de dichos puntos (Jackson & Fahrig 2015). En total se utilizaron 11 sitios de bosque donde se realizaron los relevamientos de aves (Fig. 1B). Debido a que el área de los fragmentos de bosque y el efecto borde son factores locales que afectan significativamente la diversidad de aves, particularmente la riqueza y abundancia (Watson et al. 2004; Naoe et al. 2012; Modest et al. 2016), los sitios fueron seleccionados intentando que todos sean similares en tamaño y forma para controlar el efecto de dichos factores locales y evaluar la influencia del paisaje sobre las variables respuestas. De esta manera, de los 11 sitios considerados, 10 consisten en fragmentos de bosque de un área de 6,2 ha aproximadamente (± 250 m de lado) y de una forma relativamente rectangular (por lo que presentaron una relación borde-interior similar entre sí). El sitio restante se lo consideró como un paisaje de referencia ya que consistió en un continuo de bosque de unas 1500 ha, siendo uno de los remanentes de bosque de mayor tamaño en la región. La cobertura de bosque fue cuantificada en distintos buffers anidados entre sí, con centro en cada uno de los sitios focales, y para el caso del paisaje de referencia en el centro del bosque continuo. En cada sitio, se realizaron buffers concéntricos desde 250 m hasta 3000 m de radio, a intervalos de 250 m, por lo que en total se consideraron 12 escalas (Fig. 2).

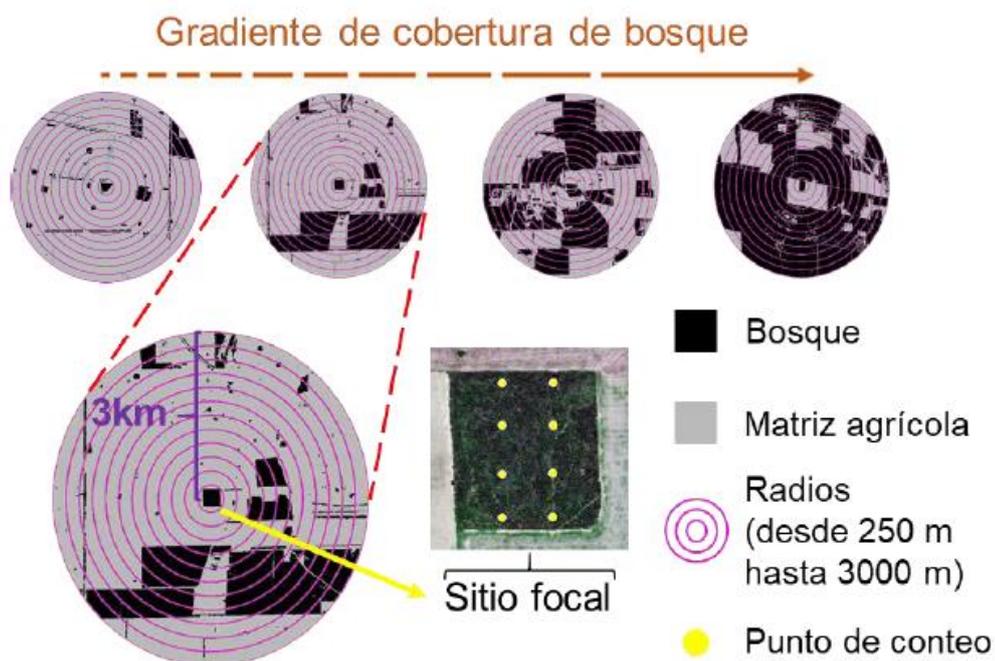


Fig. 2. Esquema del diseño de muestreo. A modo de ejemplo se muestran cuatro paisajes locales, los cuales varían en la cobertura de bosque circundante. En el centro de cada uno de los paisajes se ubican los sitios focales en los cuales se realizó la toma de datos. Se muestra en detalle un sitio focal con los puntos de conteo y su paisaje junto a los anillos, que indican las distintas extensiones que se consideraron para estimar la cobertura de bosque alrededor del mismo. (Imagen y Leyenda tomadas de Lopez A. et al. 2020)

Comunidades de aves

La presente tesina se realizó utilizando una base de datos ya existente, la cual corresponde a datos de relevamientos de aves realizados en la temporada de primavera-verano 2018-2019. Dichos relevamientos se realizaron mediante el método de puntos de conteo: en cada sitio de muestreo se realizaron 8 puntos de conteo (Fig. 2), en los cuales se registró el número de ejemplares de cada especie de ave vista u oída durante 10 minutos en un radio fijo de 25 m, mediante el uso de binoculares 8 x 42 mm. Las aves en vuelo no fueron incluidas en los muestreos. Los puntos de conteo fueron grabados mediante un grabador de voz. De esta manera, aquellos cantos que no lograron ser identificados a campo se identificaron *a posteriori* mediante la base de datos de canto de Macaulay Library de The Cornell Lab of Ornithology (<https://www.macaulaylibrary.org/>) y consultas a especialistas. Con el fin de obtener un relevamiento representativo, cada sitio fue visitado un total de 3 veces (cada visita incluyó el relevamiento de los 8 puntos de conteo). Los puntos de conteo dentro de cada sitio fueron distribuidos regularmente en el espacio con una separación mínima de 80 m entre sí utilizando el software Google Earth. Luego, las coordenadas de cada punto fueron subidas a un dispositivo GPS para luego poder localizar los puntos de conteo a campo. Los muestreos se realizaron durante las primeras cuatro horas después del amanecer y durante las últimas tres horas antes del anochecer. Los muestreos de la mañana siempre comenzaron al menos 15 minutos después del amanecer para que las condiciones de luz permitan visualizar e identificar las especies de aves. Las abundancias de las diferentes especies por punto fueron el resultado de las sumas de abundancias registradas en los distintos eventos de conteo.

Rasgos funcionales

A partir de la base de datos de presencia de las especies obtenida en los puntos de conteos se creó una nueva base de datos correspondiente a los rasgos funcionales de las especies. Los rasgos funcionales que se utilizaron para caracterizar las especies de aves

observadas fueron aquellos relacionados a la adquisición de los recursos, y que pueden ser más sensibles a las perturbaciones como ha sido señalado en trabajos previos (Edwards et al. 2013; Matuoka et al. 2020b). Se seleccionaron 10 rasgos: Dieta, Gremio alimenticio, Estatus migratorio, Hábitat y Potencial reproductivo como variables cualitativas (Tabla 1); y Masa corporal, largo del pico al culmen, largo del pico a narinas, alto del pico y ancho del pico como variables continuas. Se seleccionó la combinación de estos rasgos para calcular los índices de diversidad ya que están directamente relacionados tanto con la capacidad de las especies para responder a las perturbaciones como con las funciones ecológicas que desempeñan (Matuoka et al. 2020b). Los datos de los rasgos funcionales se obtuvieron de la base de datos de López-Lanús et al. 2008 “Categorización de las Aves de la Argentina” para el potencial reproductivo; de Dardanelli et al. 2006, Macchi et al. 2019 y Salvador et al. 2017 para el hábitat; de Wilman et al. 2014, Codesido y Bilenca 2004, De la Peña 2006, Segura y Arturi 2012, Giraud et al. 2006, Salvador et al. 2017, Del Hoyo et al. (*Handbook of the birds of the world*) y Lopez A. 2020 para los gremios; de Wilman et al. 2014 para el peso corporal; de Salvador et al. 2017 para el estatus migratorio; de Ricklefs et al 2017 y AVONET (Tobias et al. 2022) para las distintas medidas del pico.

Tabla 1 con los rasgos cualitativos utilizados y sus categorías.

Rasgos	Hábitat	Estatus migratorio	Dieta	Gremio alimenticio	Potencial reproductivo
Categorías	Bosque	Residente	Frutos	Frugívoro	Más de 3 huevos
	Generalista	Migratorio	Invertebrados	Insectívoro terrestre	Entre 2 y 3 huevos
		Ocasional	Semillas	Insectívoro arbóreo	1 huevo
			Néctar	Insectívoro aéreo	
			Vertebrados	Granívoro	
			Omnívoro	Nectarívoro	
			vegetación	Rapaz	
				Carroñero	
				Omnívoro	
				Folívoro	

Diversidad funcional

Para estimar la diversidad funcional se utilizaron los siguientes indicadores: riqueza funcional, equitatividad funcional, divergencia funcional y dispersión funcional. Estos índices miden diferentes aspectos de la diversidad funcional y se basan en un espacio de rasgos multidimensional ocupado por las especies de una comunidad (Laliberté y Legendre, 2010; Villéger et al. 2008).

La **riqueza funcional** es la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad, independientemente de sus abundancias (Villéger et al. 2008). Puede ser

considerada como un índice del número de funciones en una comunidad representando el espacio potencial de uso/no uso del nicho (Schleuter et al. 2010). El cálculo de este índice no considera la abundancia de las especies y por lo general está correlacionado con la riqueza de especies de la comunidad (Mason et al. 2005; Schleuter et al. 2010). Una baja riqueza funcional podría indicar que algunos de los recursos potencialmente disponibles no están siendo explotados y podría tener como consecuencia una reducción en la productividad de un ecosistema (Mason et al. 2005).

La **equitatividad funcional** estima de qué manera están distribuidas las abundancias de las especies en un espacio funcional (Mason et al. 2005; Mouchet et al. 2010; Matuoka et al. 2020b). Este índice por lo general se utiliza para describir la sub o sobre-utilización de los recursos (Mason et al. 2005; Schleuter et al. 2010). Un alto valor en el índice indica que las abundancias de las especies en el espacio funcional están distribuidas equitativamente, por lo que describiría una alta diferenciación de nicho, menor competencia y por ende una alta eficiencia en el uso de los recursos (Prescott et al. 2016; Matuoka et al. 2020b).

La **divergencia funcional** es una medida similar a la equitatividad. Mide la distribución de las abundancias de las especies en un espacio funcional, estimando cuán lejos se encuentran aquellas especies abundantes de una comunidad del centro del espacio funcional (Villéger et al. 2008; Mouchet et al. 2010). Este índice indica el nivel de diferenciación de nicho y el nivel de competencia por los recursos dentro de un ensamble (Mason et al. 2005). Un alto valor en el índice indica que la o las especies más abundantes en el sistema presentan valores extremos en los rasgos funcionales, por lo que habría una alta diferenciación de nicho en la comunidad y una menor competencia por los recursos (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008; Prescott et al. 2016).

La **dispersión funcional** es una medida que combina la equitatividad y la divergencia; es independiente de la riqueza de especies, pero dependiente de la abundancia. Un aumento en la dispersión funcional indica que las especies más abundantes de una comunidad tienen rasgos funcionales distintos entre sí. Mide la dispersión de especies en el espacio de rasgos, según la distancia media de las especies individuales al centroide de todas las especies.

Los cálculos de los distintos índices se realizaron con base en dos matrices: una matriz comunitaria (abundancia de cada una de las especies por sitio) y una matriz de rasgos funcionales (valores de los rasgos de cada una de las especies por sitio). Para el cálculo de los índices se utilizó el paquete FD (Laliberté et al. 2014) en el programa libre R (R Core Team 2020).

Análisis de datos

Para determinar la escala de efecto y analizar la relación entre la cobertura de bosque y cada uno de los índices de DF se utilizó la función `multifit` (Huais, 2018) en R. Esta función se basa en realizar múltiples modelos lineales (uno por cada escala de paisaje) en los que los índices fueron la variable respuesta y la cobertura de bosque la variable independiente. Posteriormente, se seleccionó la escala de efecto adecuada a través del mayor valor de R^2 y para dicha escala se evalúa la magnitud del efecto de la variable independiente. Para los modelos lineales se asumió inicialmente una distribución Gaussiana de los errores, ya que los índices (variable respuesta) adoptan valores continuos. Se realizó una estadística descriptiva que incluyó gráficos, medidas de posición y dispersión de los rasgos tanto cualitativos como cuantitativos y la dependencia de estos con la cobertura de bosque. Para analizar riqueza y abundancia según la cobertura se utilizó el análisis de regresión lineal. Para estos análisis se utilizó el Software InfoStat (UNC).

RESULTADOS

Comunidades de aves y rasgos funcionales

En total, se registraron 3119 aves pertenecientes a 87 especies de 27 familias en los 11 sitios analizados. Las especies más abundantes (más de 100 ejemplares cada una) fueron: *Saltator aurantirostris*, *Columbina picui*, *Euscarthmus meloryphus*, *Zenaida auriculata*, *Zonotrichia capensis*, *Elaenia parvirostris*, *Leptotila verreauxi*, *Myiopsitta monachus*, *Agelaioides badius*, *Stigmatura budytoides* y *Patagioenas maculosa*.

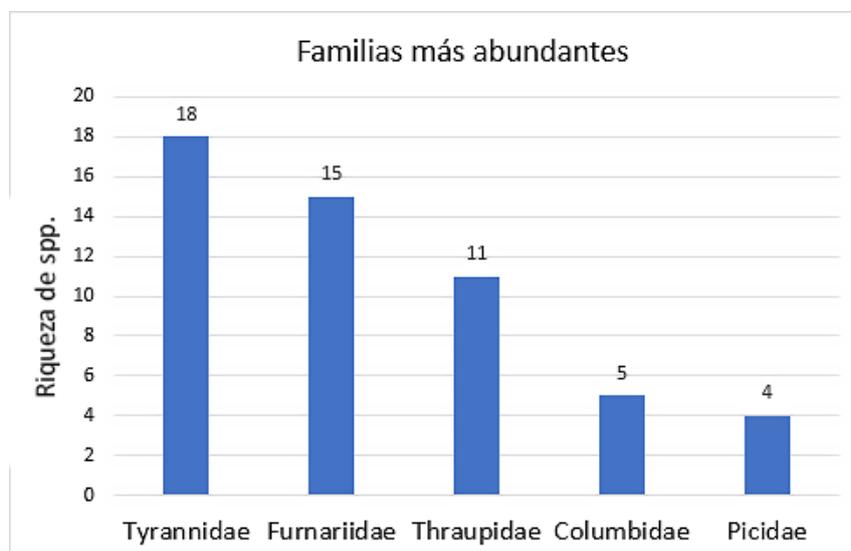


Fig. 3. Se muestran las 5 familias más avistadas con sus riquezas (reúnen 53 de 87 especies presentes en 5 familias de las 27 totales).

Se realizó una estadística descriptiva de los rasgos cuantitativos y cualitativos tenidos en cuenta para el estudio.

Tabla 2. Se muestran las medidas de posición (media y mediana) y dispersión (desviación estándar (D.E.) y rango (Min y Max)) para los rasgos funcionales cuantitativos.

Variable	Media	D.E.	Mediana	Min	Max
Masa Corporal (g)	95	244	29	4	1882
Largo pico al culmen (mm)	19	10	17	9	74
Largo pico a narinas (mm)	13	8	10	5	61
Ancho pico (mm)	5	3	5	2	16
Alto pico (mm)	6	4	6	2	23

Se realizaron histogramas para conocer la distribución de los rasgos. En el histograma de la figura 4, correspondiente a la distribución de la masa corporal, se observa claramente que los datos no siguen una distribución normal, sino sesgada hacia los valores más bajos. Es por esto que la mediana resulta la medida más representativa de la variable. Alrededor del 83 % tienen una masa inferior a 100g. y alrededor del 95% inferiores a 300g. Los histogramas correspondientes a los otros rasgos cuantitativos se muestran en el anexo.

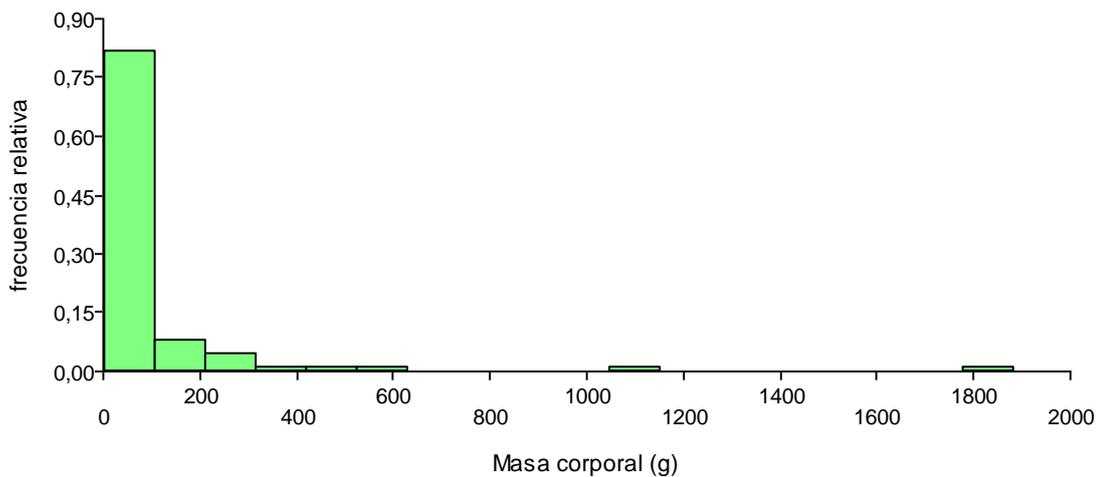


Fig. 4. Histogramas de abundancia relativa para la masa corporal.

En cuanto a los rasgos cualitativos se hicieron los correspondientes gráficos de barra. En la figura 5 se muestra abundancia según la dieta. Se observa claramente que las especies que se alimentan de invertebrados son las dominantes (alrededor del 50%).

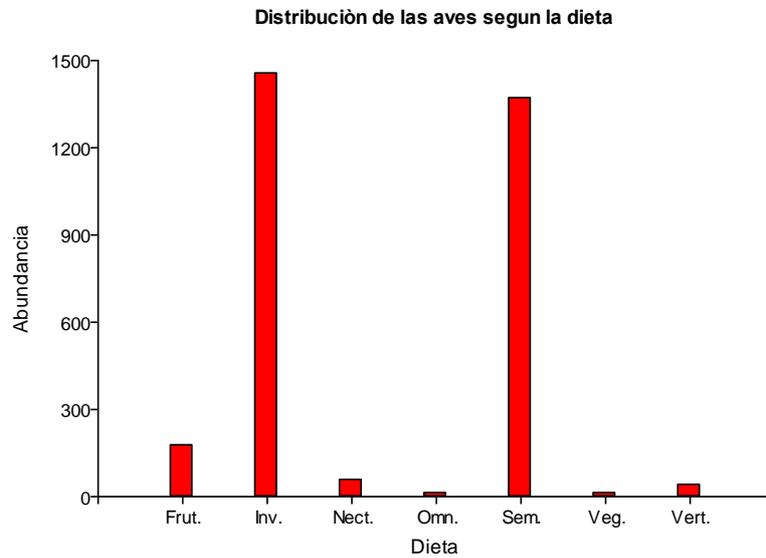


Fig. 5. Abundancias según su tipo de dieta.

En la figura 6 se muestra el gráfico correspondiente al estado migratorio, siendo las especies residentes las más abundantes, luego las que migran en la época estival y casi no hay migrantes ocasionales.

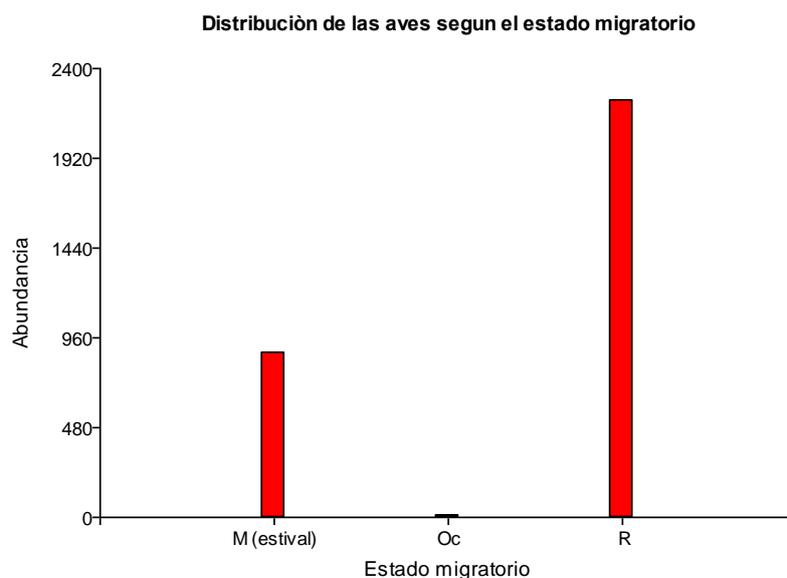


Fig. 6. Abundancia según el estatus migratorio (Estival, Ocasional, Residente).

En la fig 7 se muestra el gráfico correspondiente a la abundancia relativa según el hábitat. Se observa que el 70% de las aves registradas eran especialistas de bosque mientras que el 30% restante de hábitat generalista.

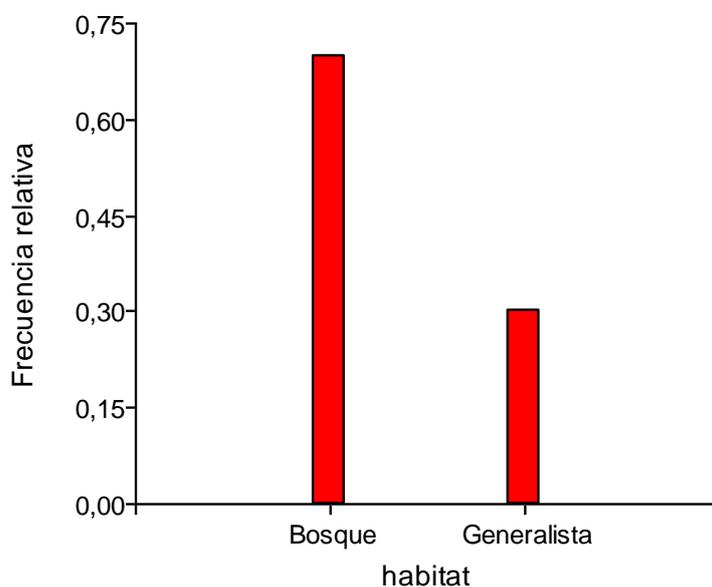


Fig. 7. Abundancia relativa según el hábitat.

En el anexo se muestra el gráfico correspondiente a la distribución según el potencial reproductivo y el de la distribución según el gremio alimenticio.

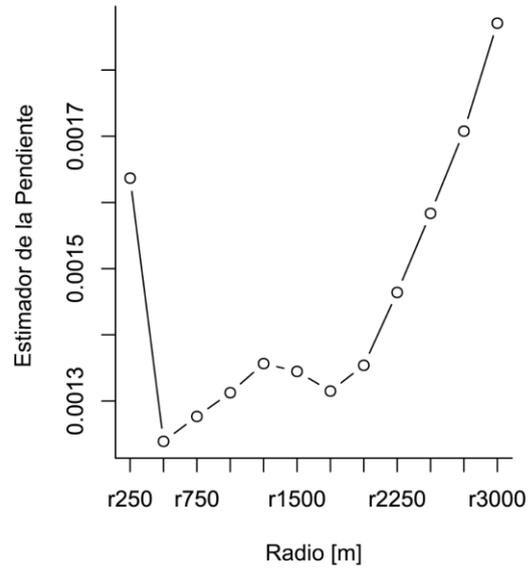
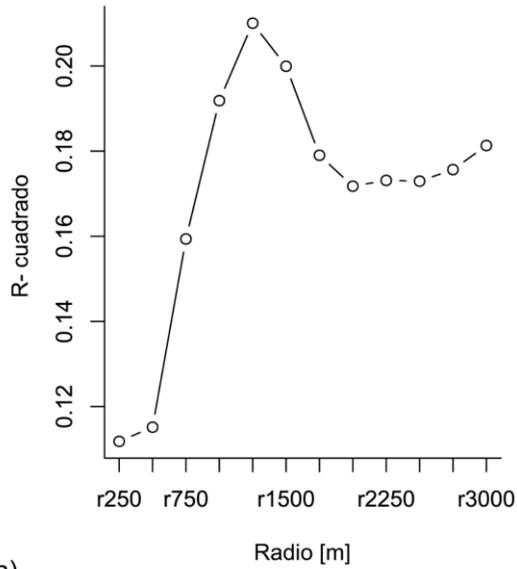
Diversidad funcional: escala de efecto e influencia de la cobertura de bosque

Los valores de los distintos índices de DF se calcularon a partir de los datos de las comunidades de aves registradas y se encuentran resumidos en la tabla 3 (ver anexo con los valores para cada uno de los sitios de estudio).

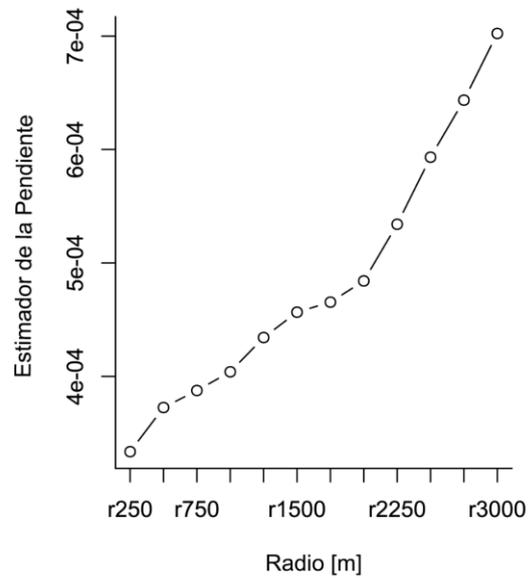
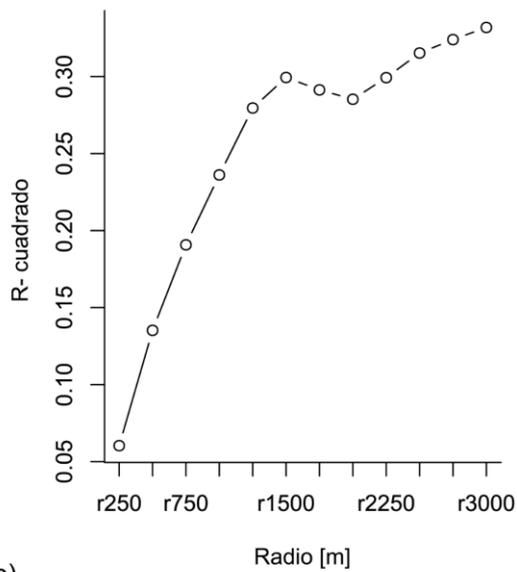
Tabla 3. Medidas de posición (media y mediana) y dispersión (desviación estándar y rango) para los cuatro indicadores de DF calculados.

Variable	n	Media	D.E.	Min	Max	Mediana
Dispersión f.	11	2,333	0,095	2,183	2,48	2,356
Riqueza f.	11	0,017	0,011	0,005	0,043	0,016
Divergencia f.	11	0,788	0,026	0,743	0,816	0,799
Equitatividad f.	11	0,597	0,055	0,496	0,668	0,604

Las escalas de efecto, es decir los valores del radio a los mayores R^2 , para cada índice fueron: Dispersión funcional: 1250 m; Divergencia funcional: 3000 m, Riqueza funcional: 1000 m; Equitatividad funcional: 250 m (Fig. 8).



a)



b)

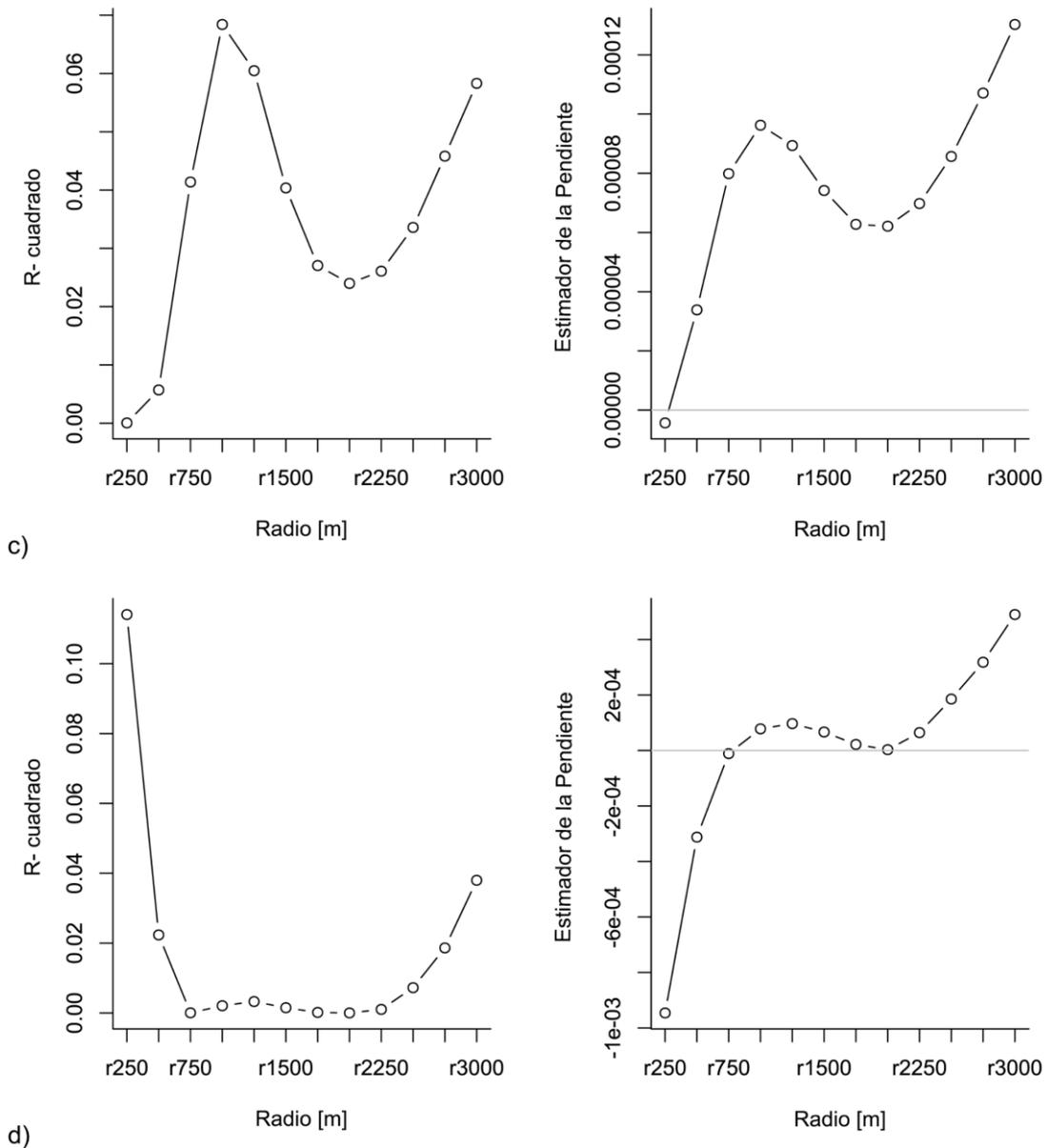


Fig. 8. Relación de los valores de R^2 con el radio para los cuatro índices funcionales. a) dispersión funcional, b) divergencia funcional, c) Riqueza funcional, d) Equitatividad funcional.

Con los valores de escala de efecto seleccionados, se analizó la relación de cada índice con la cobertura de bosque. No se encontraron relaciones significativas, aunque sí la divergencia funcional fue marginalmente significativa y un poco en menor medida la dispersión funcional también mostró una tendencia a asociarse positivamente con la cobertura de bosque. La riqueza funcional tuvo una pendiente menos pronunciada y un intervalo de confianza muy amplio, similar a la equitatividad funcional, aunque esta última tuvo una pendiente negativa (Fig. 9; Tabla 4).

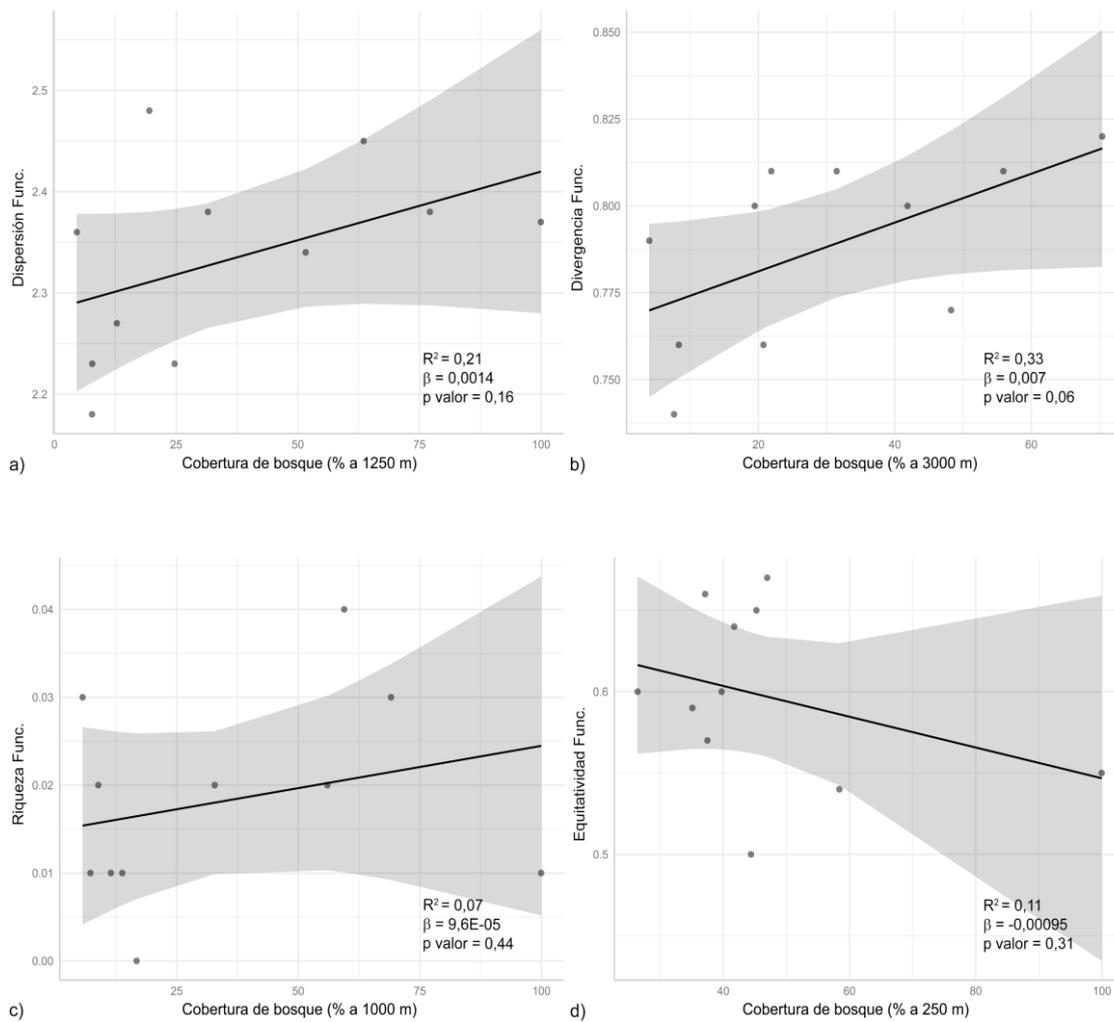


Fig. 9. Relación entre la cobertura de bosque y los índices de DF a su escala de efecto.

Tabla 4. Resumen de los modelos lineales para los efectos de la cobertura de bosque en los índices de DF. Para cada índice se muestran los valores de la pendiente y su significancia estadística, la escala de efecto para la cobertura de bosque y el valor de R^2 .

Índice	R2	Escala Ef.	Pendiente	p valor
Divergencia f.	0,33	3000	0,007	0,06
Dispersión f.	0,21	1250	0,0014	0,16
Equitatividad f.	0,11	250	-0,00095	0,31
Riqueza f.	0,07	1000	9,60E-05	0,44

DISCUSIÓN

Este trabajo representa el primer estudio que aborda el efecto de la pérdida de cobertura boscosa sobre la diversidad funcional incorporando en el análisis la escala de efecto en el Chaco Sudamericano. Existen estudios similares en la región que analizan la relación entre la DF y la cobertura de bosque, pero éstos fueron realizados a escalas definidas *a priori* (Macchi et al. 2013; Silveti et al. 2023). Nuestros resultados no mostraron efectos significativos de la cobertura de bosque sobre la DF, contrariamente a lo observado por autores como Silveti et al. (2023) en trabajos recientes para el chaco serrano. A diferencia de este trabajo, donde solo se cuantificó la cobertura de bosque a escala de paisaje, Silveti et al. tuvieron en cuenta variables relacionadas a la estructura y fisonomía del bosque.

Los resultados obtenidos, podrían indicar que a medida que se pierde bosque, disminuyen o eventualmente desaparecen especies cuyos rasgos o combinación de rasgos son similares a los de otras especies presentes más tolerantes a esa pérdida de cobertura, es decir que podría haber cierto grado de redundancia funcional en las comunidades que permitiría sostener los niveles de DF a medida que la cobertura desaparece. Mas allá de esto, no podemos asegurar que las funciones relacionadas con esos rasgos están aseguradas en sitios con baja cobertura boscosa ya que distintos estudios han demostrado una disminución tanto en la diversidad taxonómica como funcional de aves a medida que decae el porcentaje de cobertura de bosque nativo (Silveti et al. 2023), sobre todo considerando que estos estudios incluyeron una mayor cantidad de variables y rasgos ya mencionados.

De todas maneras, estos parches de bosque serían fundamentales para la conservación de estas comunidades en paisajes agrícolas y para asegurar mínimamente algunas funciones ecosistémicas, ya que tienen la capacidad de albergar grandes cantidades de aves (Yan et al. 2021; Fahrig et al. 2020), sobre todo las pequeñas que en general no presentan un gran requerimiento de área (Dardanelli et al. 2006) manteniendo una cierta diversidad funcional. Tal es así, que aproximadamente el 90% de las especies observadas en este trabajo fueron muy pequeñas (menos de 100 g), lo que podría explicar una tolerancia alta a habitar los parches de menor tamaño, ya que las especies más grandes son más susceptibles a la fragmentación al utilizar un área de acción mayor (Dardanelli et al. 2006; Cleary et al. 2007).

Más allá de no encontrar una significancia estadística, se observó una tendencia positiva para 3 de los 4 índices en relación a la cobertura de bosque. La tendencia más clara se observó para la divergencia funcional a la escala de los 3000 m. En términos generales, la divergencia funcional se refiere a las diferencias en las funciones y roles ecológicos de las especies dentro de una comunidad (Mason et al. 2005). Una mayor divergencia funcional indica que diferentes especies de aves se especializan en el uso de diferentes recursos y ocupan nichos ecológicos particulares. Es por esto que la tendencia observada podría estar indicando una mayor disponibilidad de recursos (tróficos y/o de uso de hábitat) en paisajes con mayor cobertura de bosques, y de este modo llevar a una mayor especialización funcional de las especies de aves. En consecuencia, se contribuiría a la resiliencia del ecosistema al permitir que las aves desempeñen roles específicos en la comunidad (Petchey 2003). Por lo tanto, valores más altos de divergencia funcional, en paisajes con mayor cobertura de bosque, pueden indicar un mejor funcionamiento ecosistémico, al estar ocupado un mayor rango de nichos (Mason et al. 2005). Sin embargo, esta mayor especialización implica la existencia de especies más vulnerables a cambios en el entorno, lo cual puede explicar una menor divergencia funcional en parches más pequeños.

La complementariedad de nicho es un aspecto a tener en cuenta a la hora de discutir por qué posiblemente no se llegue a evidenciar la divergencia funcional en el caso de que exista (Tilman et al. 2001), ya que este proceso tiene lugar cuando las especies tienen nichos ecológicos diferentes, pero ocupan las mismas o similares ubicaciones por no haber una competencia directa entre ellas. Mientras menos disturbios haya, más posibilidad de observarse la complementariedad de nicho hay, ya que esta resulta de la especialización y adaptación de las especies para ocupar diferentes roles y obtener diferentes recursos dentro de un ecosistema (Petchey 2003).

Aun cuando se encontrara una relación clara entre los índices de DF y la cobertura de bosque, entender como esto puede afectar las funciones ecosistémicas no es simple (De Coster et al. 2015; Hatfield et al. 2018; Song et al. 2014). Este desconocimiento se debe a que la biodiversidad tiene muchos componentes, y los distintos componentes pueden tener diferentes efectos sobre las funciones de un ecosistema (Hopper et al. 2005, Schleuter et al. 2010). Incluso, existen componentes de la biodiversidad que se encuentran más estrechamente relacionados que otros a determinadas funciones ecosistémicas (Mason et al. 2005). Por todo esto, es fundamental entender e identificar cuales considerar, según el objetivo de la investigación.

Según De Coster et al. (2015), las funciones ecosistémicas se pueden ver afectadas de distintas maneras, ya que las comunidades también muestran respuestas complejas. Debido a que los cambios en las funciones ecosistémicas ocurren ya sea a través de la disminución o de la rotación de especies, es probable que también puedan tener lugar modificaciones en la composición de rasgos funcionales sin que haya cambios en la diversidad de rasgos funcionales. Es por esto que De Coster et al. (2015) estudiaron los cambios en la composición de rasgos funcionales para entender las diferentes respuestas en la DF y las posibles consecuencias en las funciones ecosistémicas, logrando demostrar que la pérdida de hábitat puede generar cambios en la composición, con poca influencia en la diversidad de rasgos funcionales de una comunidad. De ahí la importancia de investigar no solo los cambios en la diversidad sino también los cambios en la composición de rasgos funcionales, ya que los cambios en las funciones ecológicas realizadas en una comunidad pueden pasar desapercibidos si solo se estudia la diversidad de rasgos funcionales (De Coster et al. 2015).

Cuando cambiamos las escalas de análisis en ecología, se observan cambios significativos en los recursos disponibles y la estructura del hábitat (Silveti et al. 2023; Barzan et al. 2023), lo que condiciona la composición y la dinámica de las comunidades de aves. A escalas más pequeñas, cambios en la cobertura de bosque pueden reflejarse en cambios en la diversidad o abundancia de ciertos organismos, como invertebrados. Estas pequeñas escalas pueden ser vitales para mantener ciertas poblaciones locales de aves que utilizan este tipo de recursos que se mantienen a bajas escalas. Por otro lado, a escalas más grandes, entran en juego recursos más macro, como la disponibilidad o abundancia de árboles de mayor porte que proporcionan distintos recursos para refugio, nidificación y alimentación (frutos grandes), y el nivel de conectividad entre parches, lo cual puede influir en los patrones de movimiento de las diferentes especies, por ejemplo. Esto podría explicar las formas bimodales que tuvieron los gráficos relacionados con la escala de efecto para cada índice y sugerir la necesidad de utilizar más de una escala de efecto al momento de evaluar el efecto de la pérdida de bosque sobre la DF de aves del sistema. Por ejemplo, la riqueza funcional mostró los mejores ajustes a la escala de 1000m y apenas en menor medida también a 3000 m (fig. 9).

También con respecto a la escala, podríamos sugerir ampliar el rango ya que, los 4 índices mostraron un pico en el radio máximo, por ejemplo, la distancia que mejor explicó la relación entre la cobertura de bosque y la divergencia funcional fue el valor máximo de 3000 m y a su vez este fue el índice que mayor significancia mostró. Sin embargo, realizar

interpretaciones sobre las razones de los ajustes a diferentes escalas escapan al alcance del trabajo ya que ninguno de los índices utilizados respondió significativamente a la pérdida de bosque para ninguna de las escalas.

Además de lo ya mencionado, para próximas investigaciones consideramos importante tener en cuenta las variaciones en la estructura y fisonomía del paisaje, y seleccionar, además de los rasgos en las aves que utilizamos, otros más relacionados con las variaciones en la disponibilidad de recursos que pueden cambiar con la escala y la estructura del paisaje, tales como la nidificación, medidas del ala y estrato de forrajeo.

Es por todo lo expresado, que queremos señalar la dificultad de interpretar los índices de DF, ya que al ser multivariados no es simple interpretar su real significado ecológico y su influencia sobre las funciones ecosistémicas. Al mismo tiempo pueden enmascarar la respuesta de determinados rasgos puntuales frente a la pérdida de cobertura. Por eso es importante, a su vez, fortalecer el estudio realizando análisis univariados de rasgos puntuales y complementarlo con el análisis de la diversidad taxonómica. También podría ser adecuado categorizar a las especies según la función ecológica particular en la que estarían involucradas, polinización, dispersión de semillas, control de plagas, etc. (Sekercioglu et al 2006) y analizar la DF por categoría, considerando caracteres de efecto vinculados a la función particular (Diaz et al. 2013).

Por último, considerando que este análisis solo se ha enfocado en las aves, para tener una idea más acabada e integral del efecto de pérdida de bosque sobre las funciones del ecosistema es que creemos sería óptimo complementar el análisis incluyendo otros grupos de organismos (ej.: hormigas dispersoras de semillas, González et al. 2018).

BIBLIOGRAFÍA

- Barzan, F. R., Bellis, L. M., Canavelli, S. B., Calamari, N. C., & Dardanelli, S. (2023). Bird functional and taxonomic diversity in xerophytic forests: contributing to balance bird conservation and livestock production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 355, 108588.
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., ... & Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*, 11(7), e03184.
- Bovo, A., Ferraz, K., Magioli, M., et al. 2018. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16, 90–96.
- Bregman, T.P., Sekercioglu, C.H., Tobias, J.A., 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biol. Conserv.* 169, 372–383.
- Cabido, M., Zeballos, S.R., Zak, M., et al. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Appl. Veg. Sci.* 21, 298–311.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, 48(5), 1079-1087.
- Chao, A., Chiu, C. H., Villéger, S., Sun, I. F., Thorn, S., Lin, Y. C., ... & Sherwin, W. B. (2019). An attribute-diversity approach to functional diversity, functional beta diversity, and related (dis) similarity measures. *Ecological Monographs*, 89(2), e01343.
- Cleary, D. F., Boyle, T. J., Setyawati, T., Anggraeni, C. D., Loon, E. E. V., & Menken, S. B. (2007). Bird species and traits associated with logged and unlogged forest in Borneo. *Ecological Applications*, 17(4), 1184-1197.
- Codesido, M., Drozd, A.A., Gado, P.A., et al. 2009. Respuesta de un endamble de aves a la remoción manual de arbustos en un bosque subtropical semiárido del chaco argentino. *Ornitol. Neotrop.* 20, 47–60.
- Coetzee, B.W.T., Chown, S.L., 2016. Land-use change promotes avian diversity at the expense of species with unique traits. *Ecol. Evol.* 6, 7610–7622.

- Dardanelli, S., Nores, M.L., Nores, M., 2006. Minimum area requirements of breeding birds in fragmented woodland of Central Argentina. *Divers. Distrib.* 12, 687–693.
- De Coster, G., Banks-Leite, C., Metzger, J.P., 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282, 1–8.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16, 646–655.
- Edwards, F.A., Edwards, D.P., Hamer, K.C., et al. 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis (Lond. 1859)*. 155, 313–326.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of biogeography*, 40(9), 1649-1663.
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., ... & Watling, J. I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. *Biological Conservation*, 230, 179-186.
- Fahrig, L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches?. *Global Ecology and Biogeography*, 29(4), 615-628.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 265–280.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., et al. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12, 22–33.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–42.
- Frate, L., Acosta, A.T.R., Cabido, M., et al. 2015. Temporal changes in forest contexts at multiple extents: Three decades of fragmentation in the Gran Chaco (1979-2010), Central Argentina. *PLoS One* 10, 1–17.
- Giraudó, L., Kufner, M., Torres, R., et al. 2006. Avifauna del bosque chaqueño oriental de la Provincia de Córdoba, Argentina. *Ecol. apl* 5, 127–136.
- González, E., Buffa, L., Defagó, M. T., Molina, S. I., Salvo, A., & Valladares, G. (2018). Something is lost and something is gained: loss and replacement of species and functional groups in ant communities at fragmented forests. *Landscape ecology*, 33, 2089-2102.

- Hansen, M.C., Potapov, P. V., Moore, R., et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* (80-.). 342, 850–853.
- Hatfield, J.H., Harrison, M.L.K., Banks-Leite, C., 2018. Functional Diversity Metrics: How They Are Affected by Landscape Change and How They Represent Ecosystem Functioning in the Tropics. *Curr. Landsc. Ecol. Reports* 3, 35–42.
- Hopper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *America* (NY). 75, 3–35.
- Hoyos, L.E., Cingolani, A.M., Zak, M.R., et al. 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Appl. Veg. Sci.* 16, 260–271.
- Huais, P.Y., 2018. *multifit*: an R function for multi-scale analysis in landscape ecology. *Landsc. Ecol.* 33, 1023–1028.
- Jackson, H.B., Fahrig, L., 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 52–63.
- Jacobson, A.P., Riggio, J., Tait, A.M., et al. 2019. Global areas of low human impact (‘ Low Impact Areas ’) and fragmentation of the natural world. *Sci. Rep.* 1–13.
- Laliberté, E., Ledender, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305.
- Lopez A., Verga E., 2020. *Tesina de grado: Efecto de la pérdida de bosque sobre la riqueza y abundancia de aves insectívoras en el Chaco Semiárido de la Provincia de Córdoba*
- Macchi, L., Baumann, M., Bluhm, H., et al. 2019. Thresholds in forest bird communities along woody vegetation gradients in the South American Dry Chaco. *J. Appl. Ecol.* 56, 629–639.
- Macchi, L., Grau, H.R., Zelaya, P. V, et al. 2013. Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: a tale of two gradients. *Agric. Ecosyst. Environ.* 174, 11–20.
- Mason, N., Mouillot, D., William, G.L., et al. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118.
- Matuoka, M., Benchimol, M., Almeida-Rocha, J.M. de, et al. 2020a. Effects of anthropogenic disturbances on bird functional diversity: A global meta-analysis. *Ecol. Indic.* 116, 106471.
- Matuoka, M., Benchimol, M., Morante-Filho, J.C., 2020b. Tropical forest loss drives divergent patterns in functional diversity of forest and non-forest birds. *Biotropica* 52, 738–748.

- Maure, L.A., Rodrigues, R.C., Alcântara, Â. V., et al. 2018. Functional Redundancy in bird community decreases with riparian forest width reduction. *Ecol. Evol.* 8, 10395–10408.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2020. Visualizador de cultivos, Dirección de Estimaciones Agrícolas, Presidencia de la Nación, <https://geoportal.agroindustria.gob.ar/tematizador/agricola/>.
- Modest, R.B., Hassan, S.N., Rija, A.A., 2016. Spatial metrics effect of forest fragmentation on forest bird abundance and site occupancy probability: the influence of patch size and isolation. *Ostrich* 87, 131–138.
- Morante-Filho, J.C., Faria, D., 2017. An appraisal of bird-mediated ecological functions in a changing world. *Trop. Conserv. Sci.* 10, 1–12. doi:10.1177/1940082917703339
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., et al. 2010. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24, 867–876.
- Naoe, S., Sakai, S., Masaki, T., 2012. Effect of forest shape on habitat selection of birds in a plantation-dominant landscape across seasons: comparison between continuous and strip forests. *J. For. Res.* 17, 219–223.
- Oliver, T. H., Isaac, N. J., August, T. A., Woodcock, B. A., Roy, D. B., & Bullock, J. M. (2015). Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nature communications*, 6(1), 10122.
- Pardini, R., Nichols, E., & Püttker, T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 3, 229-239.
- Petchey, O. L. (2003). Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos*, 101(2), 323-330.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9, 741–758.
- Prescott, G.W., Gilroy, J.J., Haugaasen, T., et al. 2016. Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biol. Conserv.* 197, 139–145.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL [i](https://www.R-project.org/).
- Riva, F., & Fahrig, L. (2023). Obstruction of biodiversity conservation by minimum patch size criteria. *Conservation Biology*.

- Rösch, V., Tschardtke, T., Scherber, C., & Batáry, P. (2015). Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. *Oecologia*, 179, 209-222.
- Rosemary Hill, Sandra Diaz, Unai Pascual, Marie Stenseke, Zsolt Molnár, 9 and Julia Van Velden. (2021). Nature's contributions to people: Weaving plural perspectives. Cell Press. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.06.009>
- Scheiner, S. M., Kosman, E., Presley, S. J., & Willig, M. R. (2017). Decomposing functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 809-820.
- Schleuning, M., Fründ, J., & García, D. (2015). Predicting ecosystem functions from biodiversity and mutualistic networks: an extension of trait-based concepts to plant–animal interactions. *Ecography*, 38(4), 380-392.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., et al. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.* 80, 469–484.
- Schmidt, M.H., 2015. Política Ambiental, Avance de la Frontera Agropecuaria y Deforestación en Argentina: el caso de la ley “De Bosques.” *Rev. GeoPantanal* 18, 121–139.
- Sekercioglu, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 21, 464–471.
- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F.M., et al. 2018. Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *J. Appl. Ecol.* 55, 1218–1229.
- Silvetti, L. E., Gavier Pizarro, G., Solari, L. M., Arcamone, J. R., & Bellis, L. M. (2023). Land use changes and bird diversity in subtropical forests: urban development as the underlying factor. *Biodiversity and Conservation*, 32(1), 385-403.
- Song, Y., Wang, P., Li, G., & Zhou, D. (2014). Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 34(2), 85-91.
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., & Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294(5543), 843-845.
- Thompson, P. L., Rayfield, B., & Gonzalez, A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40(1), 98-108.
- Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., Devenish, A. J., Yang, J., Sayol, F., ... & Schleuning, M. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, 25(3), 581-597.

- Vaccaro, A. S., & Bellocq, M. I. (2019). Diversidad taxonómica y funcional de aves: Diferencias entre hábitats antrópicos en un bosque subtropical. *Ecología Austral*, 29(3), 391–404. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.873>
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301.
- Watson, J.E.M., Whittaker, R.J., Dawson, T.P., 2004. Avifaunal responses to habitat fragmentation in the threatened littoral forests of south eastern Madagascar. *J. Biogeogr.* 31, 1791–1807.
- Wilson, M.C., Chen, X.-Y., Corlett, R.T., et al. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landsc. Ecol.* 31, 219–227.
- Winfree, R., W. Fox, J., Williams, N. M., Reilly, J. R., & Cariveau, D. P. (2015). Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology letters*, 18(7), 626-635.
- Yan, Y., Jarvie, S., Zhang, Q., Zhang, S., Han, P., Liu, Q., & Liu, P. (2021). Small patches are hotspots for biodiversity conservation in fragmented landscapes. *Ecological indicators*, 130, 108086.
- Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., et al. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environ. Manage.* 42, 181–189.
- Zuckerberg, B., Cohen, J.M., Nunes, L.A. *et al.* A Review of Overlapping Landscapes: Pseudoreplication or a Red Herring in Landscape Ecology?. *Curr Landscape Ecol Rep* 5, 140–148 (2020). <https://doi.org/10.1007/s40823-020-00059-4>.

ANEXO 1

(estadística descriptiva)

Histogramas de los rasgos cuantitativos

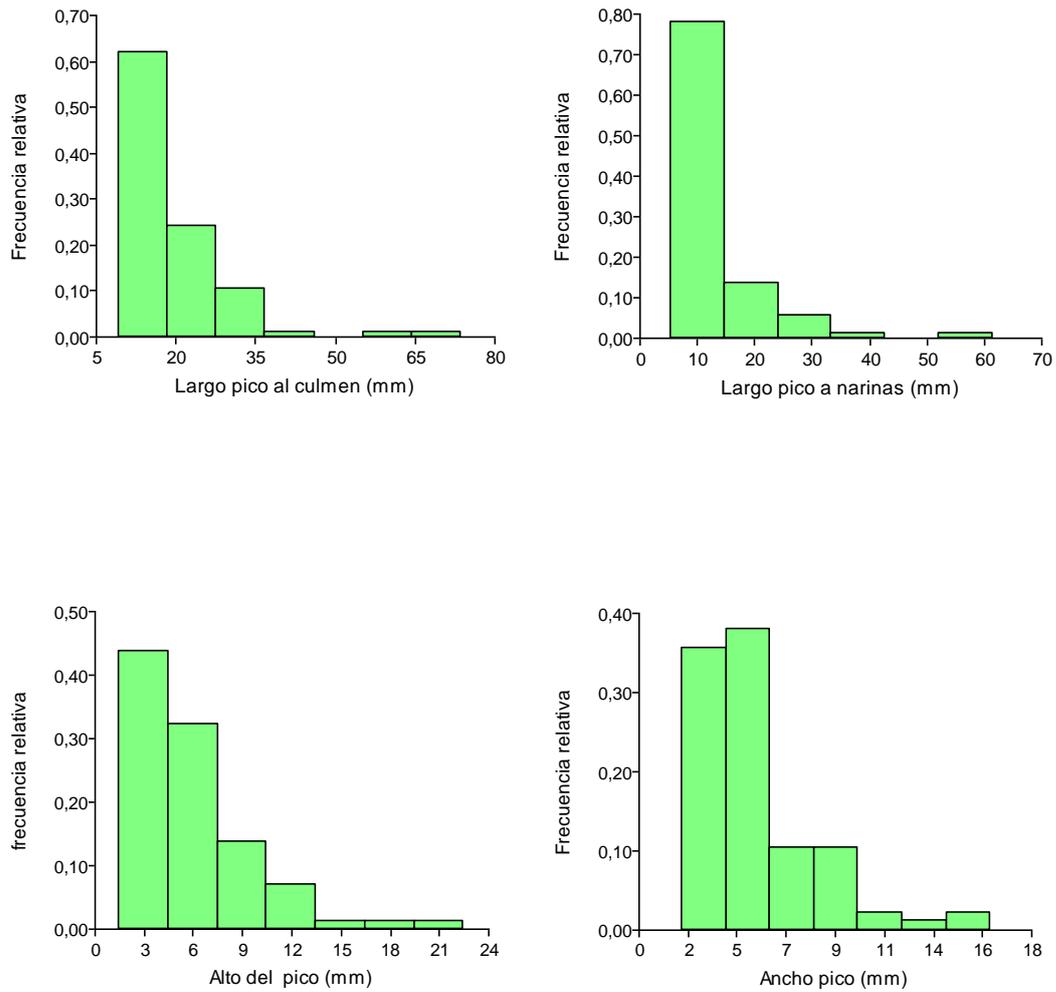


Fig. A1. Histogramas de frecuencias relativas para Largo de pico al culmen, largo del pico a narinas, alto y ancho de pico de las 87 especies observadas

Gráficos de barra de los rasgos cualitativos.

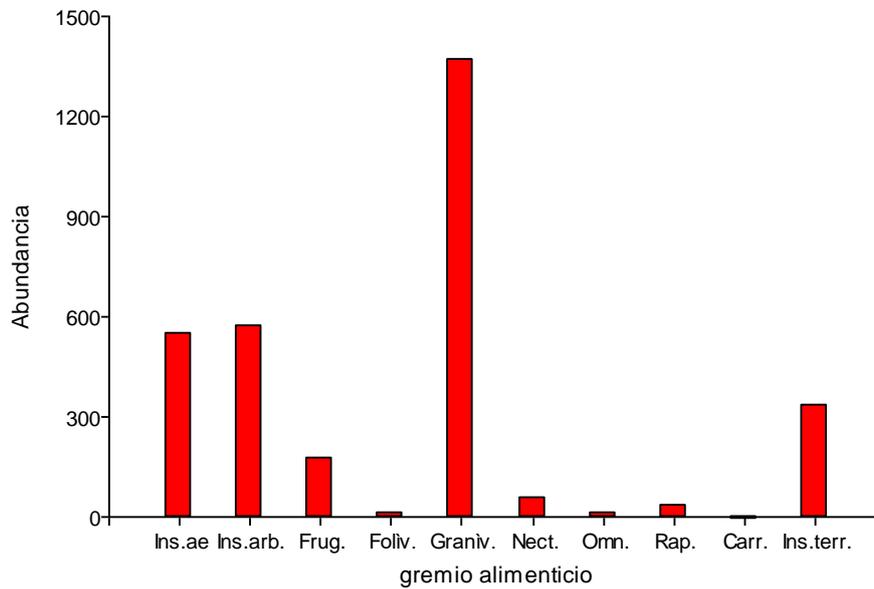


Fig. A2. Distribución de las abundancias según gremio alimenticio. Insectívoro aéreo (Ins.ae.), Insectívoro arbóreo (Ins .arb.), Frugívoro (F), Folívoro (Fo), Granívoro (G), Nectarífero (N), Omnívoro (O), Rapaz (Ra), Carroñero (Carr), Insectívoro Terrestre (Ins.Terr.).

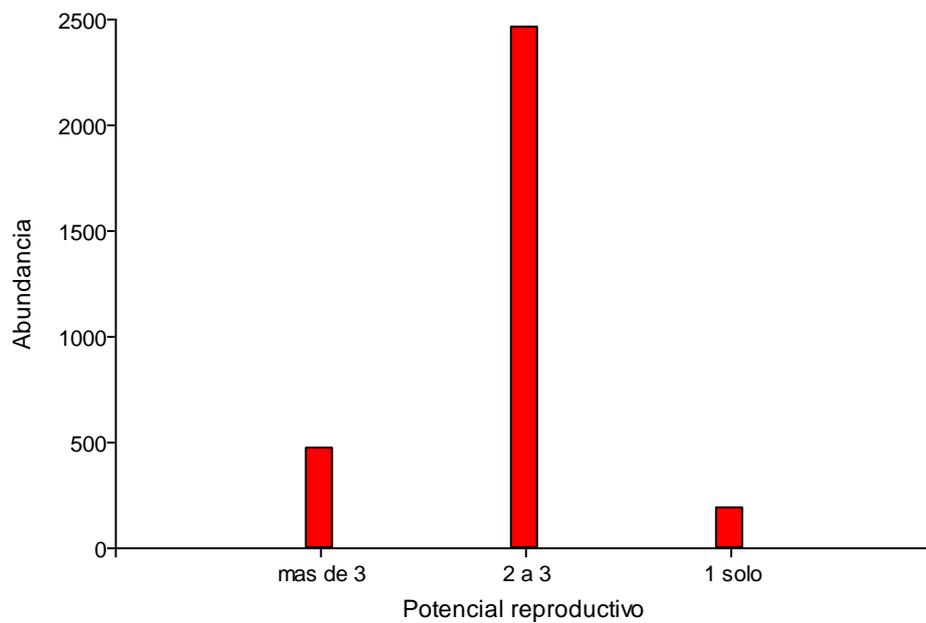


Fig. A3. Abundancia según el potencial reproductivo.

Tabla A1. Abundancia según las dietas clasificadas por sitio. También se categorizaron los sitios según su cantidad de cobertura promedio (que también coincide por ejemplo para el radio de 1500m) sin tener en cuenta el primer radio (250 m). La categoría “Muy escasa” cuenta con cobertura menor al 10%, “escasa” con entre 10% y 40%; termino medio con entre 40% y 78% y “mucho” el sitio control.

Cobertura	Muy escasa			escasa				termino medio			Mucho	Total sin co2	TOTAL
	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 10	Sitio 3	Sitio 6	Sitio 7	Sitio 9	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 8			
Frutos	26	12	21	12	4	28	4	9	22	21	14	159	173
Invert	120	135	110	137	120	152	147	125	155	124	129	1325	1454
Nectar	11	1	12	1	2	4	11	8	5	4	0	59	59
Omniv	1	1	3	1	0	0	1	1	0	2	1	10	11
Semi	130	193	190	109	117	81	152	88	105	105	101	1270	1371
Foliv	2	0	1	3	0	4	0	0	1	2	0	13	13
Verteb	1	2	4	2	6	3	1	7	8	0	4	34	38
TOTALES	291	344	341	265	249	272	316	238	296	258	249	2870	3119

Tabla A2. Resumen de tabla anterior únicamente con las abundancias de las aves que se alimentan de invertebrados y las que se alimentan de semillas.

Sitios	Abundancias promedio			
	4 - 5 - 10	3 - 6 - 7 - 9	1 - 2 - 8	Control
Cobertura	Muy escasa	Escasa	Termino medio	Mucha
Invertebrados	122	139	134	129
Semillas	171	122	99	101
Totales	293	261	233	230

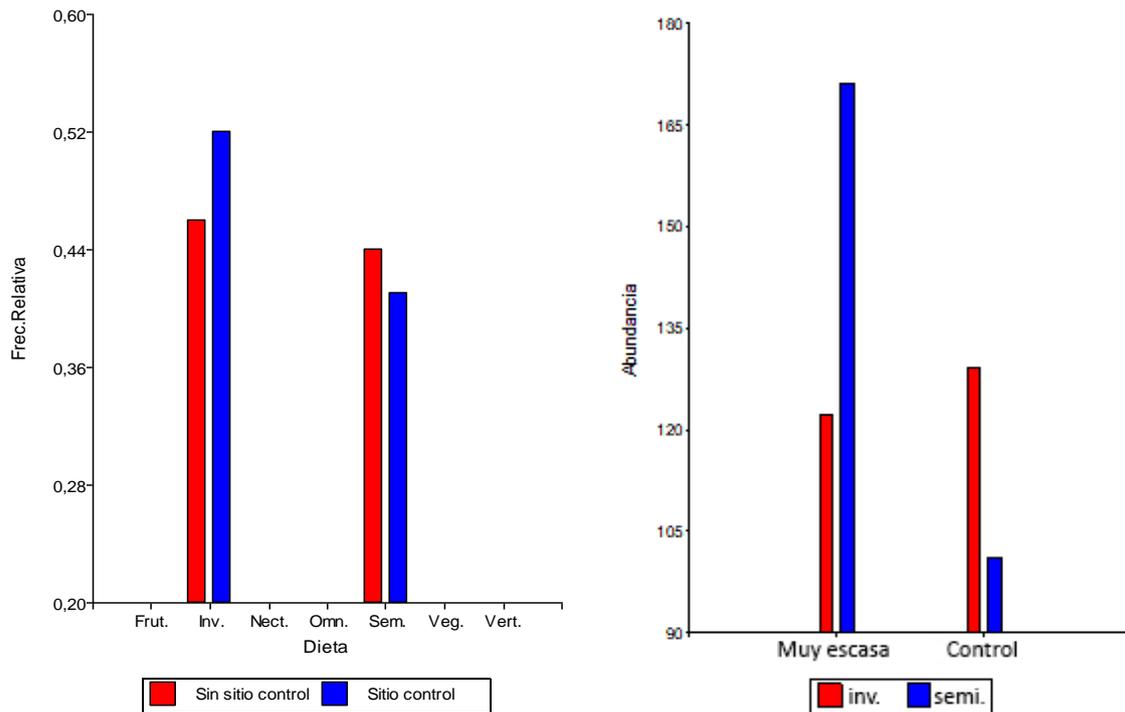


Fig. A4. Izquierda: Frecuencias relativas de especies según dieta. Se compara el promedio de los 10 sitios respecto del control. Se observa el predominio de especies insectívoras sobre granívoras en el sitio control. Derecha: Abundancia de aves según categoría de cobertura para las aves insectívoras y las granívoras.

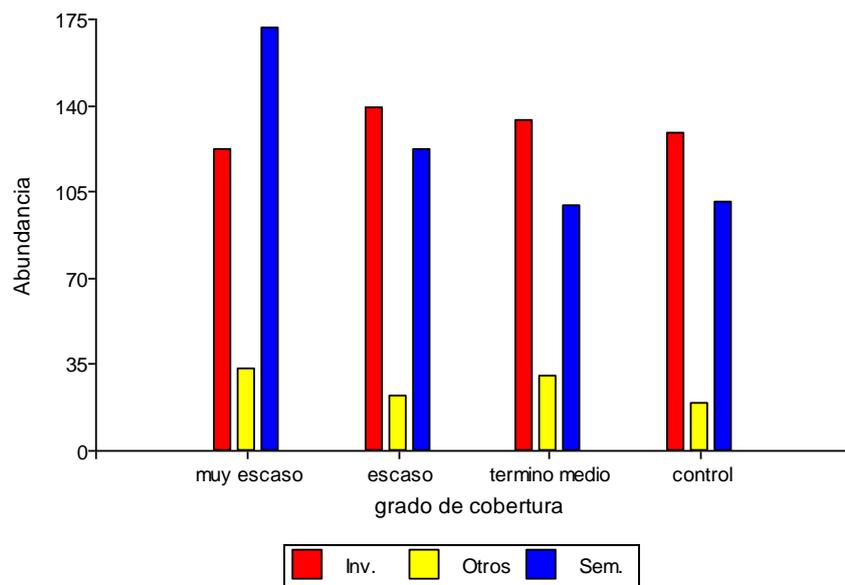


Fig. A5. Abundancias según categoría de porcentaje de cobertura separado por dieta.

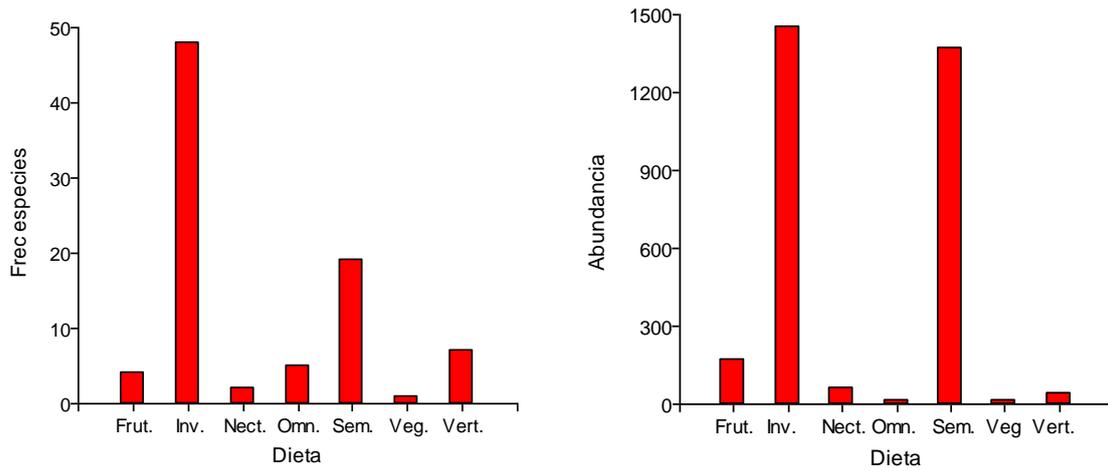


Fig. A6. Izquierda: Riqueza según la dieta. Derecha: Abundancia según la dieta.

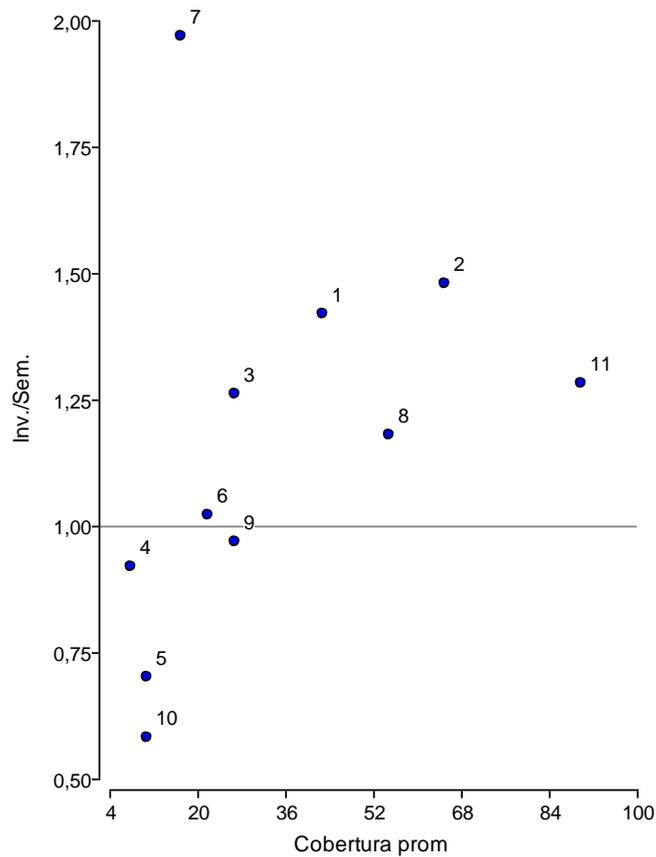


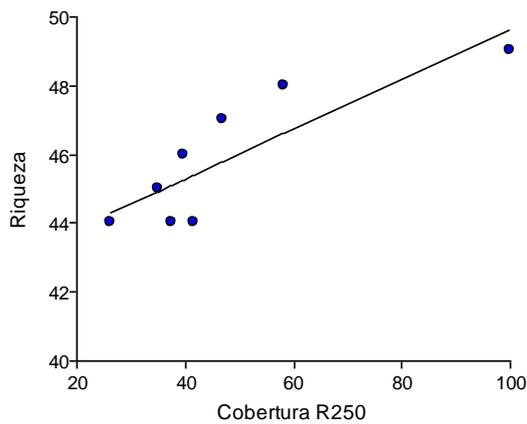
Fig. A7. Se muestra la correlación positiva del cociente entre abundancia de aves insectívoras y granívoras (Inv/Sem) con el porcentaje de cobertura boscosa promedio de los sitios.

Tabla A3. Valores de los cuatro indicadores de DF calculados para todos los sitios focales estudiados.

sitio	Dispersion f.	Riqueza f.	Divergencia f.	Equitatividad f.
1	2,335	0,018	0,804	0,642
2	2,383	0,028	0,816	0,656
3	2,225	0,005	0,812	0,586
4	2,356	0,027	0,790	0,572
5	2,233	0,006	0,759	0,496
6	2,480	0,006	0,809	0,653
7	2,268	0,012	0,757	0,604
8	2,445	0,043	0,771	0,542
9	2,384	0,016	0,799	0,668
10	2,183	0,016	0,743	0,604
Control	2,373	0,012	0,808	0,546

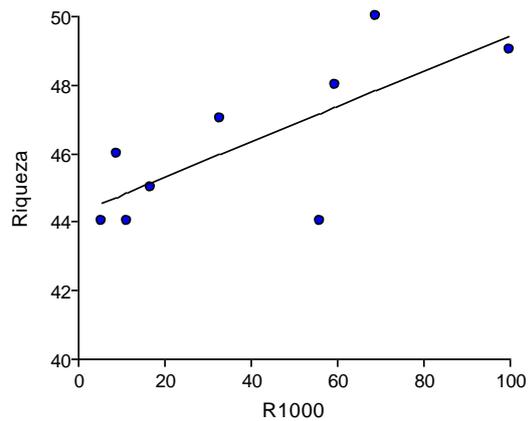
Riqueza y abundancia

Dependencia de riqueza con cobertura a radio 250



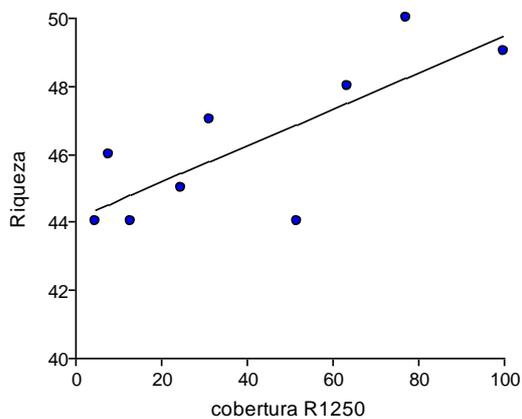
R250 $p= 0,0080$

Dependencia de la Riqueza con la cobertura a R1000

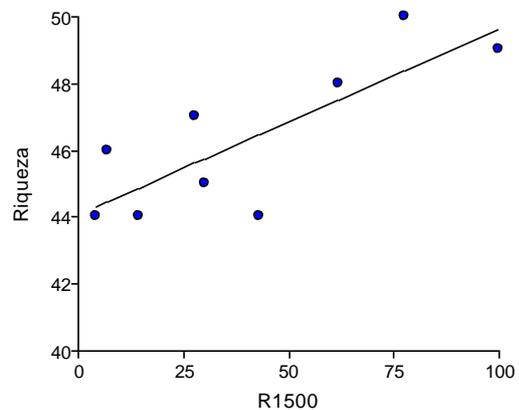


R1000 $P= 0,0229$

Dependencia de riqueza con cobertura a R1250



Dependencia de riqueza con cobertura a R1500



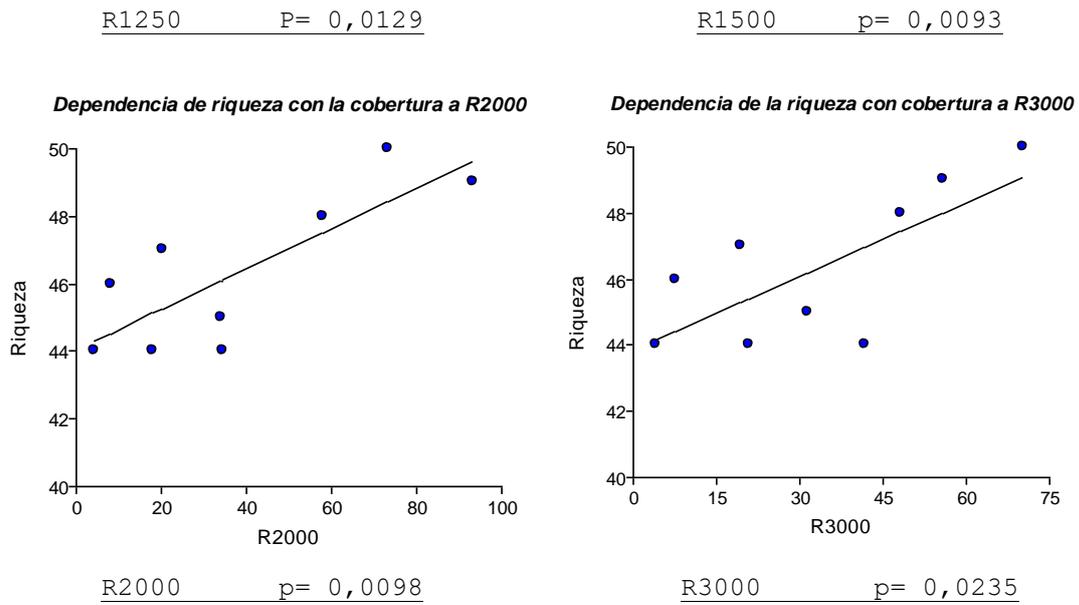


Fig. B4. Gráficos de riqueza de especies en base a la cobertura para los distintos radios. Los sitios 5 y 6 se determinaron como outliers y se sacaron; a todos los radios se observa aumento significativo de la riqueza (aun cuando se dejaran los outliers).

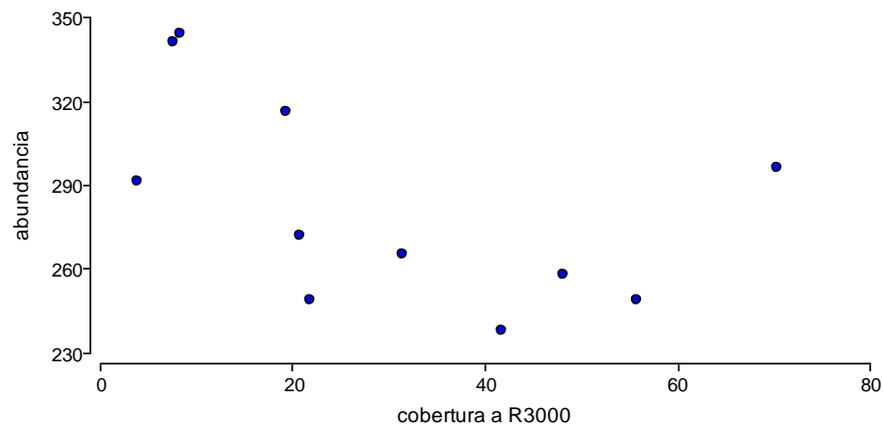


Fig. B5. Abundancia según el porcentaje de cobertura para el radio de 3000 m.

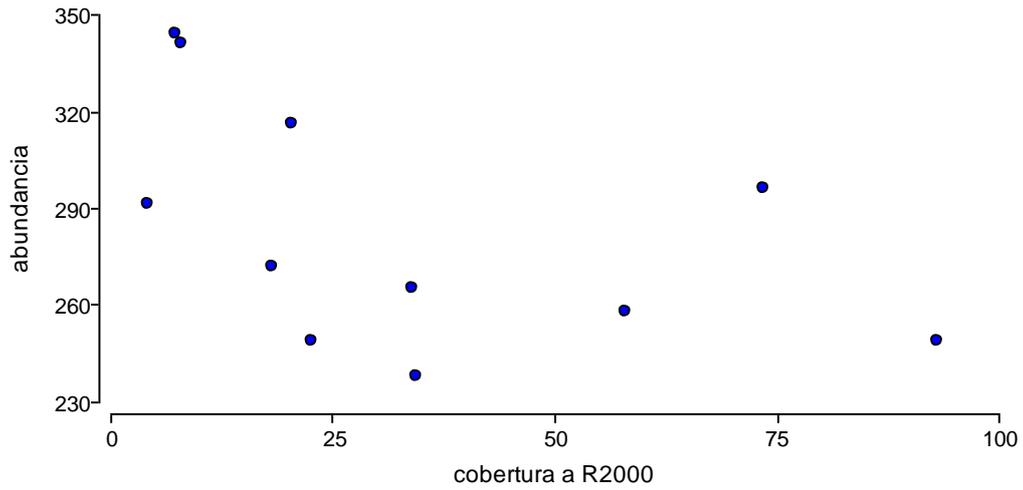


Fig. B6. Abundancia según el porcentaje de cobertura para el radio de 2000 m.

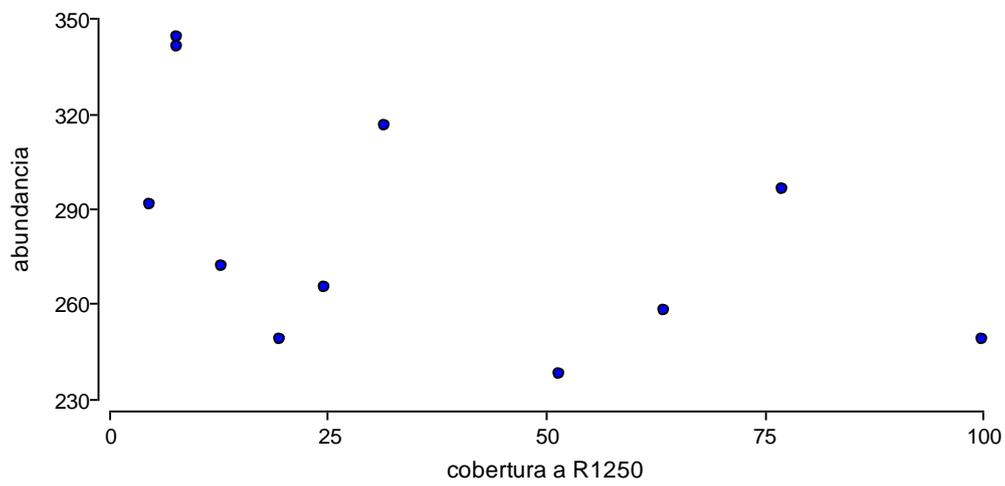


Fig. B7. Abundancia según el porcentaje de cobertura para el radio de 1250 m.

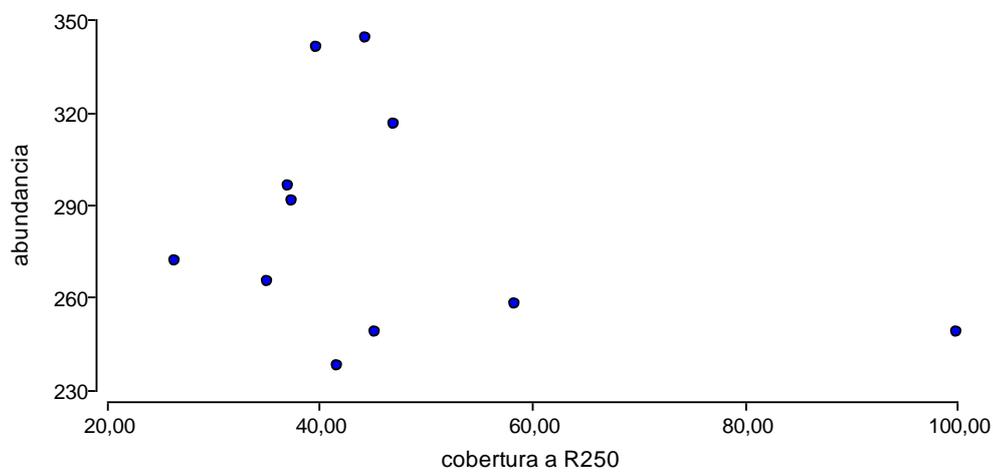


Fig. B8. Abundancia según el porcentaje de cobertura para el radio de 250 m.

Riqueza de especies de bosque en base al porcentaje de cobertura

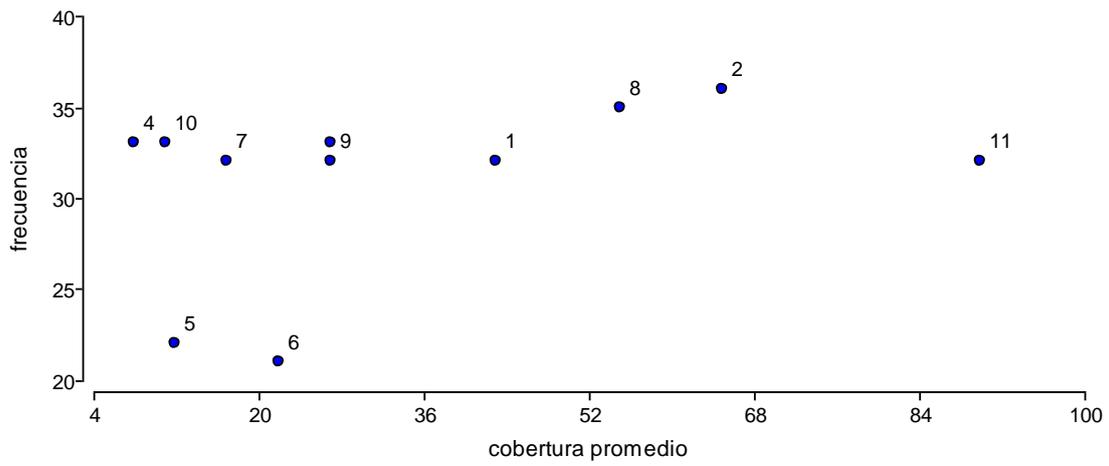


Fig. B9. Riqueza de especies de bosque en base al porcentaje de cobertura promedio.

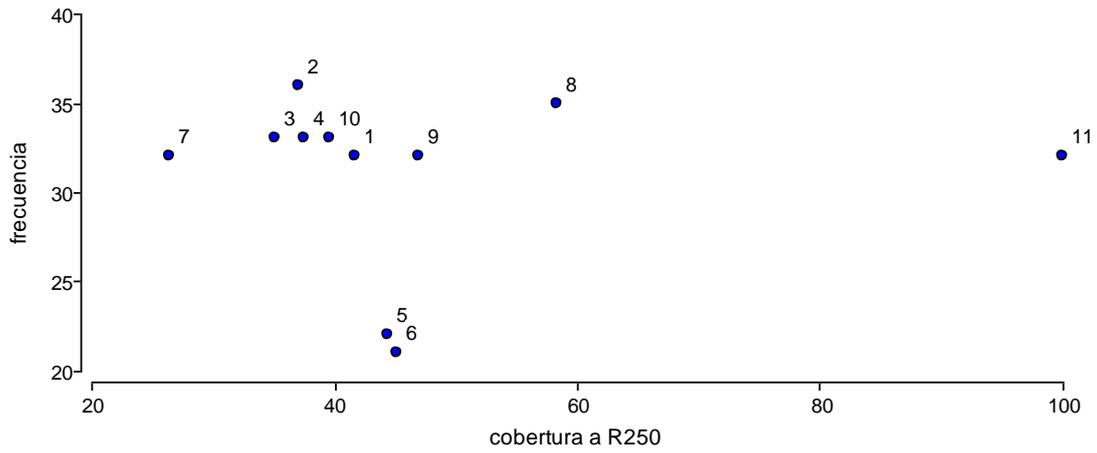


Fig. B10. Riqueza de especies de bosque en base al % de cobertura para el radio de 250.

ANEXO 2**(Datos y estadísticas de los sitios y el muestreo)**

Tabla B1. Cobertura de bosque nativo de cada uno de los 11 paisajes locales, medida para todas las escalas según cada radio (desde 250 m hasta 3000 m).

Cobertura (%)	Radio (m)	Paisaje local										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	250	41,7313	37,1182	35,0971	37,4792	44,3761	45,2388	26,4207	58,3873	46,9527	39,7327	99,9488
	500	38,1864	34,9245	11,2612	13,8242	14,5373	13,0225	14,7534	40,1669	30,2330	11,8716	99,9529
	750	52,3303	52,5242	9,4117	7,6535	7,5849	9,7949	12,1171	48,4360	31,7752	8,6242	99,9538
	1000	55,9993	69,0818	16,7471	5,6467	7,2498	13,7994	11,4645	59,4381	32,8078	8,8731	99,9540
	1250	51,6084	77,1420	24,6709	4,5757	7,7554	19,5049	12,8114	63,5249	31,5309	7,7247	99,9542
	1500	43,1127	77,8362	30,0293	4,2194	7,1904	21,7100	14,4012	61,7725	27,9077	6,9204	99,8629
	1750	37,3365	75,5607	33,0994	4,4124	6,7603	22,2413	16,9856	59,6001	23,4819	7,7112	98,2972
	2000	34,5451	73,5206	34,0326	4,3221	7,3833	22,6835	18,1647	58,1057	20,4475	8,0712	93,2202
	2250	34,4910	72,9117	34,1499	4,4166	7,5843	23,2998	19,1101	55,2513	19,1075	8,3417	84,6135
	2500	36,5525	73,4812	33,2464	4,3475	8,0326	22,9294	20,5379	51,9512	18,1693	8,0142	74,1651
	2750	39,1647	72,9236	32,5645	4,2391	8,2575	22,3069	20,9903	50,2460	18,1892	7,6751	64,6810
	3000	41,8539	70,3949	31,4655	3,9954	8,3336	21,8758	20,7358	48,2321	19,4459	7,6388	55,9026

Tabla B2. Medidas de superficie y perímetro de cada sitio focal.

Sitio focal	Superficie (ha)	Perímetro (m)	Superficie/Perímetro
1	5,27	1010	0,0052
2	5,06	946	0,0053
3	5,22	945	0,0055
4	5,79	975	0,0059
5	7,10	1120	0,0063
6	8,39	1160	0,0072
7	4,54	1010	0,0045
8	4,63	946	0,0049
9	8,55	1330	0,0064
10	7,44	1070	0,0070
11	Continuo		

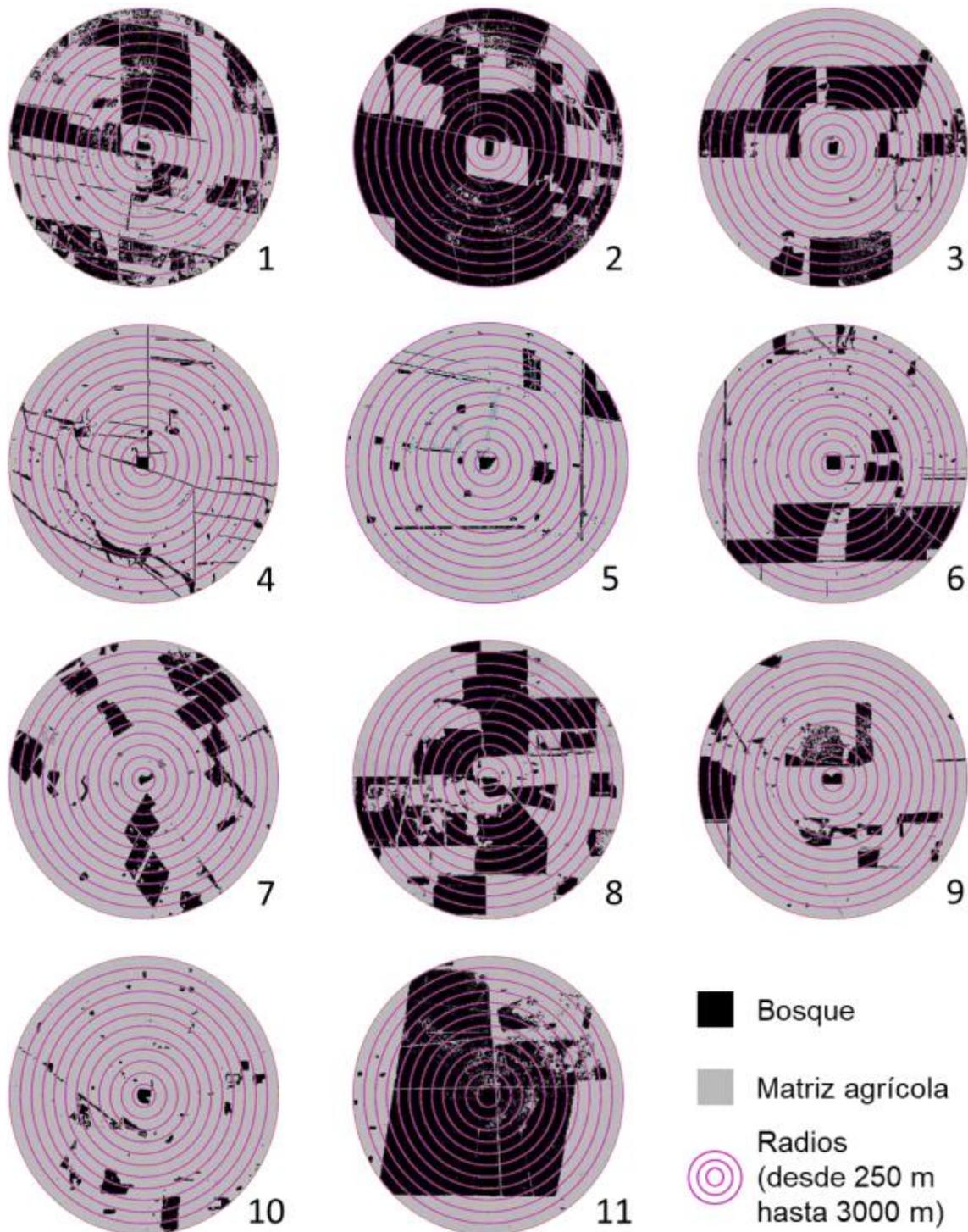


Fig. B1. Paisajes locales. Se detallan para cada uno todas las escalas que se tuvieron en cuenta para analizar la cobertura de bosque (12 círculos concéntricos con centro en el sitio focal, que van desde 250 m hasta 3000 m y con una equidistancia de 250 m).

Estadísticas de la cobertura en los sitios

Se hicieron gráficos para analizar la variación de la cobertura de bosque con sitios a los seis radios más relevantes (los de las escalas de efecto de cada índice y el de los mínimos de 2000 m y el de máximos de 1500 m en R²).

En la figura 12 se observa que no hay una distribución homogénea del porcentaje de cobertura en los diferentes sitios salvo en el caso del radio 250m, donde si se ve una distribución más homogénea. Exceptuando el radio de 250 m, los sitios 4, 5 y 10 presentan coberturas inferiores al 10%, los sitios 3, 6, 7 y 9 de entre el 10 y el 40% mientras que los sitios 1, 2 y 8 coberturas bastante superiores a los demás.

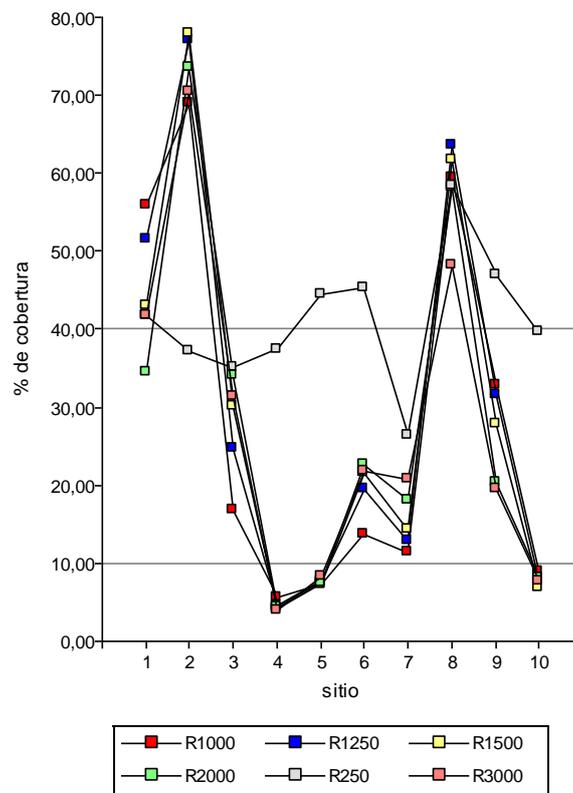


Fig. B2. Porcentaje de cobertura en función de los sitios para los radios más relevantes.

En la figura 13 se observa el porcentaje de cobertura en función de los diferentes radios para cada sitio. Se evidencia una gran dispersión en los porcentajes de cobertura para los distintos radios excepto para 250 m, en concordancia con el gráfico anterior. Se destaca que, a partir del radio de 1000 m, para algunos sitios el porcentaje de cobertura aumenta pasando por un máximo, mientras que para otros disminuye.

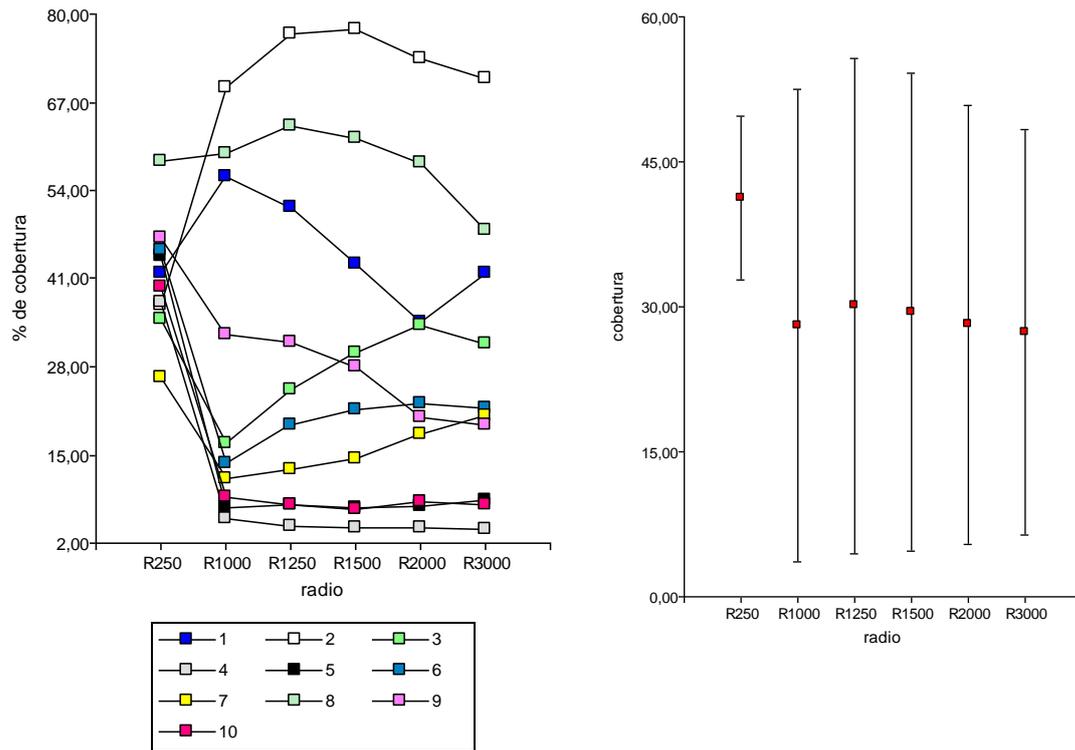


Fig. B3. A la izquierda: Grafico del porcentaje de cobertura según el radio para cada sitio. A la derecha: Dispersiones del porcentaje de cobertura para cada radio. Se incluyeron en el grafico únicamente los seis radios más relevantes.

Tabla B3. Listado de especies registrado con los valores y categorías de sus rasgos funcionales. (En pag. siguiente)

Species	Cod	Habitat	Dieta	Gremio	Estat.Migra	MasaCorp	LargoCulme	LargoNarina	AnchoPico	AltoPico	PotReprod
Agelaioides badius	AgeBad	1	1	1	0	45.25	18,4	11,6	4,9	8,8	0
Aimophila strigiceps	AimStr	0	2	4	0	22.2	16,0	8,9	5,1	7,2	1
Asthenes baeri	AstBae	0	1	2	0	17.8	12,5	7,8	2,6	3,7	1
Camptostoma obsoletum	CamObs	0	1	3	1	8.1	9,8	5,7	3,2	3,0	1
Caracara plancus	CarPla	1	4	6	0	1078.62	43,6	30,3	16,1	22,5	1
Chlorostilbon lucidus	ChlLuc	0	3	5	1	3.5	16,9	14,8	2,8	1,9	1
Coccyzus melacoryphus	CocMel	0	1	2	1	49.71	24,7	17,8	6,1	7,8	0
Colaptes melanochloros	ColMel	0	1	2	0	127.27	32,9	24,3	8,9	8,2	1
Columbina picui	ColPic	1	2	4	0	47.0	14,8	8,8	3,3	4,3	1
Coragyps atratus	CorAtr	1	4	7	0	1881.69	58,8	34,0	14,1	15,9	1
Coryphistera alaudina	CorAla	1	1	1	0	30.0	16,3	10,6	3,7	4,6	1
Coryphospingus cucullatus	CorCuc	0	2	4	0	14.28	13,2	8,2	4,5	6,2	1
Cranioleuca pyrrhophia	CraPyr	0	1	2	0	14.9	15,4	10,0	2,7	3,4	1
Crypturellus tataupa	CryTat	0	5	8	0	218.8	24,7	13,2	4,8	5,4	0
Cyanocompsa brissonii	CyaBri	0	2	4	0	27.5	14,8	11,4	9,7	11,0	1
Drymomis bridgesii	DryBri	0	1	1	0	92.62	73,7	61,4	5,5	6,9	1
Elaenia albiceps	ElaAlb	0	0	0	1	15.5	12,6	7,0	3,7	3,5	1
Elaenia parvirostris	ElaPar	0	0	0	1	13.8	12,7	6,7	3,5	3,1	1
Embernagra platensis	EmbPla	1	2	4	0	45.5	17,5	10,4	5,5	7,8	0
Empidonomus aurantioatrocristatus	EmpAur	0	1	3	1	33.0	14,6	9,7	6,6	4,7	1
Euscarthmus meloryphus	EusMel	0	1	3	1	6.8	12,2	6,7	3,1	3,2	1
Falco sparverius	FalSpa	1	4	6	0	114.61	17,3	11,0	8,2	9,9	1
Furnarius cristatus	FurCri	0	1	1	0	25.5	16,7	11,2	3,0	3,6	0
Furnarius rufus	FurRuf	1	1	1	0	46.42	23,3	15,3	3,9	4,8	1
Geothlypis aequinoctialis	GeoAeq	0	1	2	1	13.1	14,6	8,9	3,4	3,9	1
Guira guira	GuiGui	1	4	6	0	141.0	30,7	18,9	7,5	11,6	0
Glauclidium brasilianum	GlaBra	1	5	8	0	75.1	14,9	10,0	7,1	10,6	0
Heliomaster furcifer	HelFur	0	3	5	0	5.4	31,7	26,1	2,0	2,1	1
Hemitriccus margaritaceiventer	HemMar	0	1	3	0	8.4	14,1	8,7	3,7	3,6	1
Knipolegus aterrimus	KniAte	0	1	3	0	20.2	18,3	10,1	4,7	4,3	1
Knipolegus striaticeps	KniStr	0	1	3	0	11.0	14,5	7,9	3,9	3,3	1
Lepidocolaptes angustirostris	LepAng	0	1	2	0	29.59	31,4	25,8	3,8	5,1	1
Leptasthenura platensis	LepPla	0	1	2	0	10.6	10,3	6,3	2,4	3,1	1
Leptotila verreauxi	LepVer	0	2	4	0	146.88	20,5	10,0	3,8	3,9	1
Melanerpes cactorum	MelCac	0	1	2	0	34.94	20,1	14,5	5,2	5,5	0
Milvago chimango	MilChi	1	4	6	0	296.0	27,7	18,8	10,9	13,2	1
Molothrus bonariensis	MolBon	1	1	1	0	41.49	19,0	12,5	5,9	7,8	0
Molothrus rufoaxillaris	MolRuf	1	1	1	0	47.5	18,0	11,0	5,0	9,2	2
Myiarchus swainsoni	MyiSwa	0	1	3	1	25.1	19,9	14,6	8,1	5,7	1
Myiarchus tyrannulus	MyiTyr	0	1	3	1	35.45	23,0	14,8	9,4	6,2	0
Myiophobus fasciatus	MyiFas	0	1	2	1	9.9	13,2	7,4	5,7	3,7	1
Myiopsitta monachus	MyiMon	1	2	4	0	120.0	22,0	19,3	12,6	19,1	0
Nothoprocta cinerascens	NotCin	0	5	8	0	523.89	32,1	18,7	7,8	7,5	0
Nothoprocta pentlandii	NotPen	0	5	8	0	300.73	27,9	14,7	5,9	5,9	0
Nystalus maculatus	NysMac	0	1	3	0	42.0	35,3	27,7	8,1	11,0	1
Ortalis canicollis	OrtCan	0	5	8	0	539.0	25,1	14,0	8,7	9,9	0
Pachyrhamphus polychopterus	PacPol	0	1	3	1	20.8	14,8	10,5	7,1	5,6	1
Paroaria coronata	ParCor	0	2	4	0	37.79	16,4	10,5	6,0	8,5	1
Patagioenas maculosa	PatMac	1	2	4	0	347.0	23,8	11,4	4,6	5,5	2
Patagioenas picazuro	PatPic	1	2	4	0	279.0	26,0	14,6	5,1	6,7	2
Phacellodomus sibilatrix	PhaSib	0	1	2	0	15.5	14,1	8,5	2,9	3,8	1
Phytotoma rutila	PhyRut	0	6	9	0	40.5	15,2	8,9	6,3	7,0	1
Picumnus cirratus	PicCir	0	1	2	0	10.2	13,2	10,8	4,1	4,9	1
Pitangus sulphuratus	PitSul	1	1	2	0	62.85	28,1	19,8	11,4	8,7	0
Polioptila dumicola	PolDum	0	1	2	0	7.0	12,9	7,7	2,7	2,3	0
Poospiza melanoleuca	PooMel	0	2	4	0	13.1	13,2	6,8	3,4	4,7	1
Poospiza torquata	PooTor	0	2	4	0	11.0	12,0	7,8	4,0	4,4	1
Progne tapera	ProTap	0	1	3	1	32.0	14,7	8,1	5,9	4,5	0
Pseudoseisura lophotes	PseLop	0	1	2	0	72.2	25,4	17,7	5,3	7,1	1
Rhinocrypta lanceolata	RhiLan	0	1	1	0	61.9	17,6	9,8	4,4	5,0	1
Saltator aurantirostris	SalAur	0	2	4	0	41.89	24,5	13,9	8,9	12,7	1
Saltatricula multicolor	SalMul	0	2	4	0	22.2	14,6	8,3	4,6	7,2	1
Serpophaga griseicapilla	SerGri	0	1	3	0	5.4	11,4	5,8	3,0	2,6	1
Serpophaga subcristata	SerSub	0	1	3	0	6.6	10,4	5,9	3,0	2,8	1
Sicalis flaveola	SicFla	1	2	4	0	16.89	11,5	8,3	6,0	7,1	1
Sicalis luteola	SicLut	1	2	4	0	15.9	9,2	7,0	5,6	6,2	0
Spiziateryx circumcincta	SpiCir	0	4	6	0	166.24	19,8	12,0	9,1	12,7	1
Sporophila caerulescens	SpoCae	1	2	4	1	9.73	10,1	6,8	4,9	6,3	1
Stigmatura budyoides	StiBud	0	1	2	0	11.08	11,8	6,7	3,4	3,4	1
Sublegatus modestus	SubMod	1	1	3	0	14.0	9,5	5,6	4,1	3,4	1
Suiriri suiriri	SuiSui	0	1	3	0	14.53	14,2	7,6	4,4	4,6	1
Synallaxis albescens	SynAlb	1	1	2	1	11.2	13,5	8,0	3,0	3,7	1
Synallaxis frontalis	SynFro	0	1	2	0	14.0	13,6	8,1	3,0	3,9	1
Tapera naevia	TapNae	0	1	2	1	48.42	20,1	12,4	5,0	7,1	2
Taraba major	TarMaj	0	1	2	0	59.2	26,1	16,4	7,0	10,1	1
Tarphonornis certhioides	TarCer	0	1	1	0	22.09	26,4	17,9	3,5	4,6	1
Thamnophilus caerulescens	ThaCae	0	1	2	0	21.1	17,0	9,5	4,3	6,1	1
Thraupis bonariensis	ThrBon	0	0	0	0	36.0	15,4	8,9	6,9	7,2	1
Tiaris obscurus	TiaObs	0	2	4	2	11.2	12,4	5,4	5,0	5,7	1
Troglodytes aedon	TroAed	1	1	2	0	10.85	16,5	9,9	2,7	2,9	0
Turdus amaurochalinus	TurAma	0	0	0	0	57.9	21,6	13,0	5,0	6,1	1
Veniliornis mixtus	VenMix	0	1	2	0	28.74	17,4	13,3	5,7	5,0	0
Vireo olivaceus	VirOli	0	1	2	1	16.06	14,3	9,5	4,4	4,4	0
Xenopsaris albinucha	XenAlb	0	1	2	1	10.0	10,7	7,5	4,0	3,9	1
Xolmis irupero	Xollru	1	1	1	0	28.7	19,6	11,2	5,0	4,3	1
Zenaida auriculata	ZenAur	1	2	4	0	110.2	20,1	11,8	3,5	4,1	1
Zonotrichia capensis	ZonCap	1	2	4	0	20.31	13,7	8,8	5,4	6,2	1

Tabla B4. Referencias usadas para la tabla B3

References:			
Habitat	Forest		0
	HG		1
Diet	Frut	Fuit	0
	Inver	Invertebrate	1
	Seed	Seed	2
	Nect	Nectar	3
	Vert	Vertebrate	4
	Omni	Omnivore	5
	Veg	vegetation	6
Migratory status	R	resident	0
	M (estival)	migratory	1
	Oc	ocational	2
Feeding guild	F	Fugivore	0
	Tl	Terrestrial ins	1
	Arl	Arboreal inse	2
	Ael	Aerial insectiv	3
	G	Granivore	4
	N	Nectarivore	5
	Ra	Raptor	6
	S	Scavenger	7
	O	Omnivore	8
	Fo	Folivore	9
Potenc. Rep. (Hu		0 mas de 3 huevos	
		1 entre 2 y 3 huevos	
		2 1 huevo	

Tabla B5. Abundanciastotales totales y relativas en según Habitat, Dieta, Sitio, Sitios sin Control (Co2), sitios con control y Control solo. (En pag. siguiente).

especies	habitat	frec tot	relat. tot	frec Co2	Relat Co2	frec sin Co2	Relat sin Co2	Sit 1	Sit 2	Sit 3	Sit 4	Sit 5	Sit 6	Sit 7	Sit 8	Sit 9	Sit 10	Co2	total x Dieta
ElaAlb	Forest	7	0,0022	0	0,0000	7	0,0024	0	0	0	2	0	0	1	1	2	1	0	
ElaPar	Forest	144	0,0462	13	0,0522	131	0,0456	9	17	9	20	12	4	26	14	2	18	13	Frutos
TiaObs	Forest	1	0,0003	1	0,0040	0	0,0000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	173
TurAma	Forest	21	0,0067	0	0,0000	21	0,0073	0	5	3	4	0	0	1	6	0	2	0	5,55%
AgeBad	HG	119	0,0382	6	0,0241	113	0,0394	12	4	7	20	14	27	5	4	9	11	6	
AstBae	Forest	25	0,0080	2	0,0080	23	0,0080	0	6	2	0	1	2	2	1	1	8	2	
CamObs	Forest	11	0,0035	0	0,0000	11	0,0038	0	1	1	2	3	1	1	0	0	2	0	
CocMel	Forest	28	0,0090	4	0,0161	24	0,0084	2	5	1	0	1	2	1	5	4	3	4	
ColMel	Forest	9	0,0029	0	0,0000	9	0,0031	0	0	0	4	0	0	0	2	2	1	0	
CorAla	HG	3	0,0010	3	0,0120	0	0,0000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
CraPyr	Forest	75	0,0240	4	0,0161	71	0,0247	4	3	5	4	8	2	5	5	20	15	4	
DryBri	Forest	5	0,0016	0	0,0000	5	0,0017	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	
EmpAur	Forest	76	0,0244	2	0,0080	74	0,0258	11	20	6	3	13	9	5	3	1	3	2	
EusMel	Forest	224	0,0718	22	0,0884	202	0,0704	31	27	34	5	27	19	7	17	32	3	22	
FurCri	Forest	52	0,0167	10	0,0402	42	0,0146	5	7	8	0	0	0	1	16	5	0	10	
FurRuf	HG	46	0,0147	1	0,0040	45	0,0157	6	6	0	9	6	2	10	4	1	1	1	
GeoAeq	Forest	2	0,0006	0	0,0000	2	0,0007	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
HemMar	Forest	26	0,0083	2	0,0080	24	0,0084	4	2	3	1	0	1	7	3	0	3	2	
KniAte	Forest	2	0,0006	0	0,0000	2	0,0007	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	
KniStr	Forest	3	0,0010	3	0,0120	0	0,0000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
LepAng	Forest	8	0,0026	0	0,0000	8	0,0028	0	1	0	0	0	0	4	1	2	0	0	
LepPla	Forest	1	0,0003	0	0,0000	1	0,0003	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MelCac	Forest	13	0,0042	3	0,0120	10	0,0035	0	1	0	2	0	0	3	3	1	0	3	
MolRuf	HG	51	0,0164	0	0,0000	51	0,0178	1	2	3	2	4	11	14	6	2	6	0	
MylFas	Forest	18	0,0058	0	0,0000	18	0,0063	0	3	0	4	1	3	0	0	1	6	0	
MylMon	Forest	121	0,0388	14	0,0562	107	0,0373	8	13	8	1	22	16	0	9	24	6	14	
MylSwa	HG	15	0,0048	1	0,0040	14	0,0049	2	0	3	0	1	2	1	1	4	0	1	
MylTyr	Forest	1	0,0003	0	0,0000	1	0,0003	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	Inverteb.
OrtCan	Forest	10	0,0032	1	0,0040	9	0,0031	2	4	0	1	0	0	0	2	0	0	1	1454
ParCor	Forest	40	0,0128	2	0,0080	38	0,0132	1	4	4	0	0	0	28	0	1	0	2	46,62%
PhyRut	Forest	25	0,0080	0	0,0000	25	0,0087	4	0	0	9	0	0	7	2	0	3	0	
PicCir	Forest	4	0,0013	1	0,0040	3	0,0010	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	
PolDum	Forest	18	0,0058	5	0,0201	13	0,0045	0	0	2	0	4	0	3	0	2	2	5	
PooMel	HG	14	0,0045	1	0,0040	13	0,0045	1	2	1	0	3	1	0	1	3	1	1	
PooTor	Forest	8	0,0026	0	0,0000	8	0,0028	1	3	0	0	0	0	0	2	2	0	0	
PseLop	Forest	25	0,0080	0	0,0000	25	0,0087	1	4	5	2	0	2	3	3	3	2	0	
RhiLan	Forest	30	0,0096	0	0,0000	30	0,0105	2	0	0	8	0	2	0	5	4	9	0	
SerSub	Forest	23	0,0074	1	0,0040	22	0,0077	0	4	6	2	7	0	0	2	0	1	1	
SicFla	Forest	40	0,0128	7	0,0281	33	0,0115	3	1	3	3	4	0	11	3	5	0	7	
SubMod	Forest	1	0,0003	0	0,0000	1	0,0003	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
SuiSui	HG	27	0,0087	4	0,0161	23	0,0080	0	5	0	2	5	0	3	2	3	3	4	
SynAlb	Forest	43	0,0138	1	0,0040	42	0,0146	9	7	1	6	5	9	0	2	0	3	1	
SynFro	HG	26	0,0083	1	0,0040	25	0,0087	3	6	3	0	3	1	0	4	2	3	1	
TapNae	Forest	4	0,0013	1	0,0040	3	0,0010	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	
TarCer	Forest	90	0,0289	15	0,0602	75	0,0261	5	4	19	9	0	6	15	5	8	4	15	
TarMaj	Forest	4	0,0013	0	0,0000	4	0,0014	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	
ThaCae	Forest	10	0,0032	3	0,0120	7	0,0024	0	0	3	1	0	0	1	2	0	0	3	
ThrBon	Forest	33	0,0106	0	0,0000	33	0,0115	3	3	4	9	1	1	2	4	2	4	0	
TroAed	HG	28	0,0090	3	0,0120	25	0,0087	1	3	1	8	0	0	6	0	1	5	3	
VenMix	Forest	10	0,0032	2	0,0080	8	0,0028	0	2	1	0	1	0	0	3	1	0	2	
VirOli	Forest	5	0,0016	4	0,0161	1	0,0003	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	
XenAlb	Forest	1	0,0003	0	0,0000	1	0,0003	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Xollru	HG	1	0,0003	0	0,0000	1	0,0003	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ChLuc	Forest	54	0,0173	0	0,0000	54	0,0188	8	3	1	10	1	2	2	4	11	12	0	Nectar(1,9%)
HelFur	Forest	5	0,0016	0	0,0000	5	0,0017	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0	0	59
CryTat	Forest	4	0,0013	0	0,0000	4	0,0014	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0	
GlaBra	HG	2	0,0006	0	0,0000	2	0,0007	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	Omnivoros
NotPen	Forest	1	0,0003	0	0,0000	1	0,0003	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	11
NysMac	Forest	3	0,0010	0	0,0000	3	0,0010	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0,35%
PacPol	Forest	1	0,0003	1	0,0040	0	0,0000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
AimStr	Forest	10	0,0032	0	0,0000	10	0,0035	1	0	0	0	0	0	0	2	4	3	0	
ColPic	HG	251	0,0805	23	0,0924	228	0,0794	20	16	16	26	37	26	14	8	35	30	23	
CorCuc	Forest	23	0,0074	3	0,0120	20	0,0070	2	0	7	0	4	1	2	1	3	0	3	
CyaBri	Forest	11	0,0035	0	0,0000	11	0,0038	0	3	0	8	0	0	0	0	0	0	0	
EmbPla	HG	15	0,0048	0	0,0000	15	0,0052	0	0	0	0	4	8	0	0	2	1	0	
LepVer	Forest	131	0,0420	2	0,0080	129	0,0449	3	18	4	14	29	10	1	15	12	23	2	
MilChi	Forest	1	0,0003	0	0,0000	1	0,0003	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NotCin	HG	4	0,0013	2	0,0080	2	0,0007	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	
PatMac	Forest	102	0,0327	15	0,0602	87	0,0303	1	11	8	8	3	2	8	18	9	19	15	Semillas
PatPic	HG	36	0,0115	0	0,0000	36	0,0125	2	0	3	18	0	0	0	0	0	13	0	1371
PhaSib	HG	3	0,0010	3	0,0120	0	0,0000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	44%
ProTap	Forest	2	0,0006	0	0,0000	2	0,0007	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SalAur	Forest	279	0,0895	15	0,0602	264	0,0920	22	33	28	22	31	28	12	28	33	27	15	
SalMuf	Forest	28	0,0090	1	0,0040	27	0,0												