CONTRASTE DE LA DIVERSIDAD TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE LAS AVES DE PASTIZALES Y BOSQUES, EN SAN ANTONIO DEL TEQUENDAMA, CUNDINAMARCA, COLOMBIA

LISETH CAMILA LARA LÓPEZ

UNIVERSIDAD DE LA SALLE

ESCUELA DE CIENCIAS BÁSICAS Y APLICADAS

PROGRAMA DE BIOLOGÍA

BOGOTÁ D.C., COLOMBIA 2024

CONTRASTE DE LA DIVERSIDAD TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE LAS AVES DE PASTIZALES Y BOSQUES, EN SAN ANTONIO DEL TEQUENDAMA, CUNDINAMARCA, COLOMBIA

LISETH CAMILA LARA LÓPEZ

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE BIÓLOGO

TUTORA

MARCIA CAROLINA MUÑOZ NEYRA (Ph.D)

PROFESORA ASOCIADA

UNIVERSIDAD DE LA SALLE

ESCUELA DE CIENCIAS BÁSICAS Y APLICADAS

PROGRAMA DE BIOLOGÍA

BOGOTÁ D.C., COLOMBIA 2024

AGRADECIMIENTOS

Agradezco siempre a mi madre Sandy, a mi hermana Wendy y a mi abuela Esperanza, por darme la oportunidad de estudiar lo que amo, por su apoyo y motivación durante toda la carrera. En especial a mi abuela a la que le debo mi formación, mis ganas de salir siempre adelante a pesar de las adversidades, y quien fue mi motivación para culminar este proceso. A mi amor Martín, por creer siempre en mí, en mis capacidades, por apoyarme y darme ánimos en todo momento.

Un agradecimiento especial a mi tutora Marcia Carolina Muñoz por el apoyo durante todo mi proceso de formación, por instruirme y por la confianza depositada en mí desde el primer momento. A Benjamín Polanco por su apoyo, su resolución de dudas y por compartir conmigo su conocimiento.

A mi amiga Luisa Moreno, por acompañarme siempre durante toda la carrera y por el apoyo emocional durante todo el proceso. Así mismo, a todos los demás que estuvieron siempre conmigo compartiendo momentos inolvidables y ayudándome de una u otra forma a culminar este logro.

CONTENIDO

RESUMEN **1**
ABSTRACT **2**
INTRODUCCIÓN **3**
MATERIALES Y MÉTODOS **5**
ÁREA DE ESTUDIO.- 5
CENSOS DE AVES.- 6
RASGOS DE AVES.- 6
ANÁLISIS DE DATOS.- 7
RESULTADOS **8**
COMUNIDAD DE AVES.- 8
CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES.- 9
DIVERSIDAD ALFA DE AVES.- 10
NÚMEROS DE HILL.- 11
DIVERSIDAD BETA DE AVES.- 11
DIVERSIDAD FUNCIONAL.- 12
RLQ Y ANÁLISIS DE LA 4TA ESQUINA.- 13
DISCUSIÓN **15**
CONCLUSIONES **20**
LITERATURA CITADA **20**
ANEXOS **27**

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del área de estudio de San Antonio del Tequendama, Cundinamarca ---------- **5**

Figura 2. GLM Abundancia (a) y riqueza de especies de aves (b). ---------- **9**

Figura 3. Curvas de acumulación de especies de aves mediante distintos estimadores de riqueza. ------- **10**

Figura 4. Números de Hill estimados para las tres coberturas vegetales en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. ---------- **11**

Figura 5. Dendrograma del índice de disimilitud de Bray-Curtis ---------- **12**

Figura 6. Estimación de los índices de diversidad funcional (FDiv: divergencia funcional, FEve: equitatividad funcional, FRic: riqueza funcional). ---------- **13**

Figura 7. Cambios de rasgos morfológicos por coberturas vegetales, resultado del RLQ. ---------- **14**

Figura 8. Cambios de gremio trófico por coberturas vegetales, resultado del RLQ. ---------- **14**

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Estimadores de riqueza para el muestreo realizado en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. Los estimadores representados son Chao, Jacknife 1 (Jack1), Bootstrap (Boot) y sus desviaciones estándar (SD). Los censos se realizaron de agosto a diciembre del año 2023. ..... **9**

Tabla 2. Valores de diversidad alfa α. Shannon, Simpson, Margalef y Pielou para las aves presentes en las tres coberturas vegetales, en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. **11**

Tabla 3. Índice CWM para cada rasgo por coberturas vegetal. **13**

RESUMEN

La deforestación y pérdida de hábitat para expandir la frontera ganadera constituye una de las principales problemáticas que amenaza la biodiversidad tropical, provocando cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Los estudios de diversidad son clave para comprender la magnitud del impacto en los sistemas biológicos y su respuesta a las perturbaciones antrópicas. El objetivo de este estudio fue evaluar la influencia de tres coberturas vegetales (bosque, borde de bosque y pastizal) sobre la diversidad taxonómica y funcional de las aves, en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. Los censos de aves se hicieron por cuatro meses, a través de 15 puntos de conteo, donde se ubicaron cinco puntos por cobertura vegetal. Cada punto fue replicado cuatro veces y se acumularon 55 h totales de observación. Se estimó la diversidad alfa con los índices de Shannon, Simpson y los números de Hill, la diversidad beta con el índice de disimilitud de Bray-Curtis y para la diversidad funcional se estimaron varios índices (FDiv, FEve y FRic). Adicionalmente, se realizó un RLQ para evaluar la relación entre dieta y coberturas vegetales. Se encontró que la diversidad taxonómica de las aves fue alta, especialmente en el bosque. La diversidad funcional reveló que no hay cambios significativos entre las tres coberturas y el RLQ mostró asociaciones significativas entre las características del hábitat y las estrategias de forrajeo de las aves en ciertas coberturas vegetales. La distancia de Kipp mostró una relación negativa en los bosques, pero positiva en los bordes de bosque y las aves granívoras tuvieron preferencia por los pastizales, pero evitan los bosques, mientras que las insectívoras se asociaron positivamente con los bosques. Este estudio demuestra que las diferentes coberturas vegetales favorecen la diversidad taxonómica y funcional de las aves, proporcionando hábitats y diferentes recursos, donde los pastizales albergan especies con características y dietas únicas que también contribuyen a la diversidad de aves a nivel de paisaje en los Andes.

Palabras clave: Ecología funcional, Andes colombianos, Avifauna, rasgos funcionales.

ABSTRACT

Deforestation and habitat loss to expand the livestock frontier is one of the main problems that threaten tropical biodiversity, causing changes in the structure and functioning of ecosystems. Diversity studies are key to understanding the magnitude of the impact on biological systems and their response to anthropogenic disturbances. The objective of this study was to evaluate the influence of three vegetation covers (forest, forest edge and grassland) on the taxonomic and functional diversity of birds, in San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. The bird censuses were carried out for four months, through 15 counting points, where five points were located by vegetation cover. Each point was replicated four times and a total of 55 hours of observation were accumulated. Alpha diversity was estimated with the Shannon, Simpson and Hill numbers, beta diversity with the Bray-Curtis dissimilarity index and for functional diversity several indices were estimated (FDiv, FEve and FRic). Additionally, an RLQ was performed to evaluate the relationship between diet and plant covers. The taxonomic diversity of birds was found to be high, especially in the forest. Functional diversity revealed that there are no significant changes between the three covers and the RLQ showed significant associations between habitat characteristics and foraging strategies of birds in certain vegetation covers. Kipp distance showed a negative relationship in forests, but positive in forest edges and granivorous birds had a preference for grasslands, but avoid forests, while insectivorous birds were positively associated with forests. This study demonstrates that different vegetation cover favors the taxonomic and functional diversity of birds, providing habitats and different resources, where grasslands host species with unique characteristics and diets that also contribute to landscape-level bird diversity in the Andes.

Key words: Functional ecology, Colombian Andes, Avifauna, functional traits.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas a diferentes escalas han generado cambios en la biodiversidad, lo que afecta a las poblaciones biológicas y al ensamblaje en las comunidades de animales, así como en la provisión de servicios ecosistémicos (Jetz *et al*. 2007, Bonfim *et al.* 2021). Una de las principales causas de pérdida de biodiversidad es la transformación de bosques a áreas de pastoreo para la ganadería, actividad que ha aumentado considerablemente desde los últimos 40 años en las zonas tropicales, siendo una de las principales causas de deforestación, fragmentación y cambios a nivel de paisaje (Mao *et al*. 2024, Salas Correa & Mancera-Rodríguez 2020). Los cambios en el uso del suelo tienen un impacto significativo en la reducción de la riqueza y composición de especies, lo que resulta en una pérdida promedio del 13,6% en la riqueza de especies locales y un 10,7% en la abundancia total (Mao *et al*. 2024, Newbold *et al*. 2013). Por lo general, hay especies sensibles a los cambios en la estructura de la vegetación y se dan extinciones locales, pero también hay especies oportunistas, que aprovechan esos nuevos hábitats y se establecen ahí (Quine *et al*. 2010, Zuckerberg *et al*. 2016). Además, la transformación de bosque a pastizales conduce a una homogeneización de los hábitats, cuya simplificación afecta directamente a las especies que prefieren y dependen de áreas de vegetación densa, la cual le da complejidad estructural y conectividad al ecosistema (Dvořáková *et al*. 2023).

Los bosques Andinos son considerados ecosistemas prioritarios debido a la riqueza de especies, la diversidad de fauna y el endemismo que alberga (Armenteras *et al*. 2007, Särkinen *et al*. 2012). Actualmente estos bosques constituyen el 8.4% de los bosques tropicales de todo el mundo y son el hábitat del 11.6% de las especies de aves en peligro de extinción o amenazadas (Armenteras *et al*. 2007). San Antonio del Tequendama hace parte de uno de los pocos remanentes de bosque andino en el departamento de Cundinamarca, y ha sido declarada área de importancia para la conservación de aves (IBA – Importat Bird Area) (BirdLife 2008). Esta zona cuenta con un paisaje compuesto de bosques, corredores y áreas destinadas a la ganadería y a la agricultura, que hasta el momento abarcan grandes extensiones de tierra, lo que podría tener consecuencias en las comunidades biológicas (Tscharntke *et al*. 2005).

La perdida de cobertura vegetal no solo genera cambios en la diversidad de especies, sino también conduce a cambios en la ocupación del espacio funcional al eliminar especies con rasgos morfológicos o comportamentales no adaptados al hábitat o a que nuevos rasgos y comportamientos lleguen a ocupar esos espacios ecológicos (Jacoboski & Hartz 2020). De esta manera, es necesario evaluar la respuesta de la fauna a las presiones antrópicas, y cómo estos cambios se asocian con el rol de las especies para el funcionamiento de los ecosistemas (Schleuning *et al.* 2011, Jones *et al.* 2021). Las aves están involucradas

en procesos clave que ayudan al mantenimiento de la diversidad y al funcionamiento de los bosques, como la polinización y su importancia para la reproducción de las plantas, la regulación de plagas por parte de especies insectívoras, el ciclaje de nutrientes que involucra a las aves carroñeras y la dispersión de semillas, donde las aves frugívoras facilitan el movimiento de semillas en el paisaje (Whelan *et al.* 2015, Muñoz *et al.* 2017). Además, las aves son consideradas enlaces móviles que favorecen el flujo genético y de nutrientes a diferentes escalas espaciales, lo que incrementa la resiliencia de los sistemas naturales al cambio antrópico (Lundberg and Moberg 2003, Sekercioglu 2012, Carlo *et al*. 2013). Por lo tanto, las aves contribuyen a diferentes servicios ecosistémicos, incluidos los culturales, que generan ingresos económicos a través del turismo de naturaleza y el avistamiento de aves, actividades populares en muchas partes del mundo que podrían beneficiar a las comunidades locales en Colombia (Whelan *et al*. 2015, Snyman 2017).

Para comprender las consecuencias que generan los cambios de uso de suelo sobre la diversidad de las aves, se pueden combinar mediciones de diversidad taxonómica y funcional (Bełcik *et al*. 2020). La diversidad taxonómica (DT) se enfoca en la riqueza y abundancia de las especies en la comunidad, mientras que, la diversidad funcional (DF) examina el rol que desempeñan los organismos en su hábitat y permite relacionar sus rasgos con el efecto que estos tienen en el ecosistema (Vaccaro & Bellocq 2019). Por lo tanto, los estudios de diversidad que cuantifican tanto la DT y la DF, miden diferentes dimensiones de la diversidad, lo que permite comprender la relación entre la presencia de las especies, sus abundancias y el funcionamiento de los ecosistemas, y de esta manera vislumbrar las consecuencias de la extinción local de las especies o entender las características de los rasgos que permiten a ciertas especies se adapten a las nuevas condiciones de hábitat que se generan (Betancurt-Grisales *et al*. 2021, Edwards *et al*. 2013). Sin embargo, hace falta evaluar la respuesta de las aves a los cambios de cobertura vegetal y al incremento de la ganadería intensiva, especialmente en los Andes, donde las coberturas vegetales crean un mosaico de bosques, rodeados por pastizales y separados por bordes de bosque (Le Bagousse-Pinguet *et al.* 2019).

Este estudio busca evaluar cómo influyen tres tipos de vegetación (*i.e.* bosque, borde de bosque y pastizal), en la diversidad taxonómica y funcional de las aves, en un bosque andino. Se espera encontrar que las comunidades de aves cambien entre las coberturas, donde los bosques serían los lugares con el mayor reservorio de diversidad, seguido por los bordes (Vaccaro *et al*. 2019) y por último los pastizales. Dado que la cobertura de dosel y la presencia de árboles ofrece mayor cantidad de hábitat para las aves, se espera que bosques y bordes alberguen la mayor diversidad taxonómica y funcional (Le Bagousse-Pinguet *et al.* 2019), aunque los pastizales podrían tener una comunidad de aves muy característica y diferenciada de las aves que están en los bosques, ya que podrían tener rasgos para explotar y sobrevivir en estos

sistemas simplificados (Devictor & Jiguet 2007). Entender los efectos de la transformación de los bosques por tierra ganadera, es fundamental para estimar la vulnerabilidad de las especies a las pérdidas o transformaciones de hábitat y comprender cuales aspectos de la diversidad cambian (Vaccaro *et al*. 2019, Velásquez-Trujillo *et al.* 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO.-

El estudio se llevó a cabo en el municipio de San Antonio del Tequendama (Fig. 1), ubicado en el departamento de Cundinamarca (Latitud: 4.62320° N, Longitud: 74.34763° O), Colombia. El lugar se compone de una mezcla de bosque andino, con zonas de monocultivos y pastizales de ganadería. La temperatura promedio anual es de 21°C, el área se ubica en un gradiente de 1.540 msnm a 2.400 msnm, lo que confiere un clima frío en las zonas más altas, templado y cálido en las zonas bajas (Osbahr & Morales 2012).

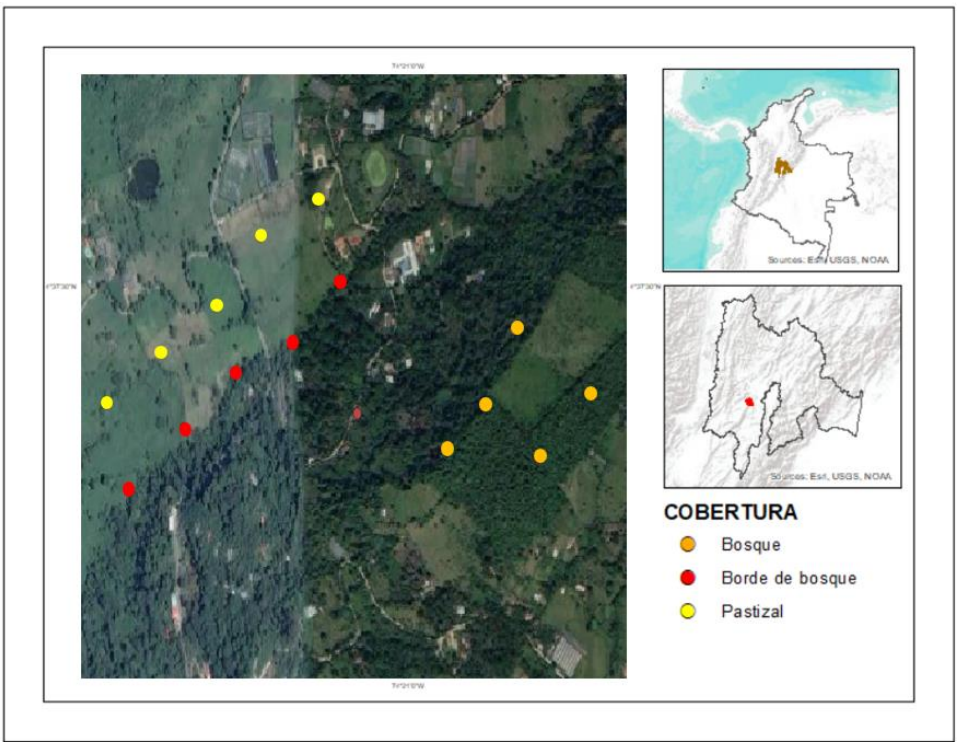

Figura 1. Mapa del área de estudio de San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. En cada tipo de cobertura vegetal (bosque, borde y pastizal) se establecieron cinco puntos de muestreo, distanciados entre sí por 150 m, para censar las aves.

CENSOS DE AVES.-

Los censos se llevaron a cabo entre agosto y diciembre del año 2023, donde se invirtieron once días en el muestreo, cuatro días por mes. Se establecieron cinco puntos de conteo de aves por cobertura vegetal, separados entre sí por una distancia mínima de 150 m (Nava-Díaz *et al*. 2022, Ralph *et al*. 1996). En cada punto se tuvo un radio de observación de 20 m, en donde por un lapso de 25 min se registraron todas las especies de aves presentes, su abundancia, tanto de manera visual y auditiva. Una vez terminado un punto, se procedió a desplazarse al siguiente punto, para abarcar ocho puntos en una jornada de observación. Todos los puntos tuvieron cuatro replicas a lo largo del muestreo. Los censos se hicieron en la mañana, de 6:30 a 10:30, que son las horas de mayor actividad de las aves. Los censos se intercalaron entre las tres coberturas vegetales y todos los muestreos se realizaron en días sin viento fuerte ni lluvia.

RASGOS DE AVES.-

Para estimar la diversidad funcional, se incluyeron rasgos morfológicos de las aves que son clave para la movilidad, búsqueda y obtención de alimento. Estos rasgos se obtuvieron de una publicación científica (AVONET), que reúne los datos morfológicos, ecológicos y geográficos de todas las especies de aves existentes en el planeta Tierra (Tobias *et al*. 2022). Primero se hizo una correlación entre 11 rasgos morfológicos reportados en el AVONET y se seleccionaron los rasgos que no estuvieron altamente correlacionados para ser incluidos en la estimación de la diversidad funcional. Los cinco rasgos seleccionados fueron el índice de Kipp, masa corporal, ancho del pico, longitud cola y longitud tarso. El índice de Kipp está relacionado con la movilidad de las aves y es la longitud que existe desde la pluma primaria más larga hasta la pluma secundaria más larga. La masa corporal está asociada con las demandas energéticas y la termodinámica de las aves, el ancho del pico restringe el tamaño del alimento que un ave puede ingerir (Muñoz *et al.* 2017). La longitud del tarso se relaciona con el modo de locomoción y comportamiento de búsqueda de aprovisionamiento de las aves (Martínez-Núñez *et al*. 2023) y, por último, la longitud de la cola juega un papel fundamental en la dirección durante el vuelo de las aves (Salgado 2015). Para evaluar los cambios asociados a los rasgos funcionales y la cobertura vegetal, a cada especie de ave se le asignó el tipo de dieta acorde a Tobías *et al*. (2022). Las aves se asignaron a siete categorías de dieta, frugívora (Fr), insectívora (In), nectarívora (Ne), carnívora (Ca), granívora (Gr), omnívoro (Om) y carroñero (Cr). La selección de los rasgos buscó tener en cuenta características importantes de la ecología de las especies para caracterizar la diversidad funcional de las aves en los diferentes tipos de cobertura vegetal.

ANÁLISIS DE DATOS.-

Para evaluar la efectividad del muestreo, se realizó una curva de acumulación de especies mediante lo estimadores no paramétricos Chao1, Jacknife1, Bootstrap en el programa estadístico R studio (R Core Team 2022), utilizando los paquetes vegan (Oksanen *et al.* 2019) y ggplot2 (Wickham 2016). Para cuantificar la diversidad taxonómica de las aves, se estimó la diversidad alfa (α) en cada cobertura vegetal (bosque, borde de bosque y pastizal), y se usaron los datos de riqueza y abundancia registrados en el muestreo. Se estimaron los índices de diversidad Shannon-Wiener, el cual permite predecir qué especie será un individuo seleccionado al azar en la comunidad (Chao *et al.* 2014). Shannon considera tanto la riqueza como la uniformidad de especies y su predicción se basa en la distribución de los individuos entre las diferentes especies presentes (Chao *et al.* 2014). Simpson, que mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar correspondan a la misma especie (Roswell *et al.* 2021), el índice de Margalef que relaciona el número de especies de acuerdo con el número total de individuos, valores altos indican alta diversidad en relación con el tamaño de la población (Villarreal *et al*. 2004), y por último, en índice de Pielou que expresa la equidad de la distribución de especies en una comunidad (Villarreal *et al*. 2004). Además, calculamos los números de Hill, que cuantifican el número efectivo de especies mediante el parámetro q (q0 = riqueza, q1= índice exponencial de Shannon y q2 = índice inverso de Simpson), que determina la sensibilidad de las abundancias relativas de las especies (Roswell *et al.* 2021). Para estimar la similitud entre las tres coberturas vegetales, se utilizó la diversidad beta (β) a través del índice de similitud de Bray-Curtis, utilizando datos de abundancia. Este índice varía de 0, indicando similitud total, a 1, reflejando completa diferenciación entre comunidades. Se elaboró un dendrograma para visualizar las relaciones de similitud de las comunidades de aves entre las coberturas vegetales. Los análisis de diversidad taxonómica se hicieron con el paquete *vegan* (Oksanen *et al.* 2019) e iNext (Hsieh & Chao 2024).

Para contrastar la riqueza y abundancia de aves por tipo de vegetación, se realizaron modelos lineales generalizados (GLM), con familia Poisson, dado que estas variables de respuesta son el resultado de conteos. Se fijaron dos modelos, en el primero se usó la riqueza de especies, y en el segundo la abundancia, como variables de respuesta y como variables predictoras se usaron las tres coberturas vegetales. Para contrastar las diferencias entre los índices de diversidad funcional y las tres coberturas vegetales, se obtuvieron los valores de tres índices, el FRic (Riqueza funcional), el FEve (Equitatividad funcional) y el FDiv (Divergencia funcional) por punto de muestreo, en cada una de las tres coberturas vegetales. Se hizo un GLM para evaluar la influencia de las tres coberturas vegetales sobre cada índice de DF, pero con familia Gaussiana, dado que los índices son variables que siguen distribución normal. Los GLMs se hicieron con la función 'glm' y el paquete *lme4* (Bates *et al*. 2015) e *iNext* (Hsieh & Chao 2024).

Se realizaron pruebas *pos-hoc* para cada uno de los análisis estadísticos, con la función 'multcomp' (Hothorn *et al*. 20018) y el paquete *emmeans* (Lenth 2019).

Para calcular los índices de diversidad funcional, se construyeron dos matrices, la primera incluyo las especies de aves con su respectiva abundancia, y la segunda tenía la lista de especies y los cinco rasgos morfológicos seleccionados. Con el paquete *FD* se estimaron el FRic, que representa la cantidad de espacio funcional ocupado por un subconjunto de especies dentro de la comunidad, el FEve que representa la regularidad de las distribuciones de abundancia de especies a lo largo del volumen funcional, y el FDiv que describe los patrones de diferenciación de nicho dentro de la comunidad (Villéger *et al*. 2008, Laliberté & Legendre 2010). Además, se estimó el Community Weighted Mean (CWM), para determinar la magnitud del rasgo en cada una de las tres coberturas vegetales.

Finalmente, para estimar la relación entre los rasgos morfológicos y la dieta asociadas a las tres coberturas vegetales (borde de bosque, pastizal y bosque), se utilizaron dos métodos complementarios, un análisis RLQ y un análisis de la cuarta esquina. El análisis RLQ ofrece una comprensión completa y descriptiva de las relaciones entre las coberturas vegetales, vinculando la información sobre las especies, sus rasgos y las coberturas vegetales. Para hacer el análisis RLQ se construyeron tres matrices: la primera incluye los puntos de censo por cobertura, y las tres coberturas vegetales (matriz R), la segunda, los puntos totales de las tres coberturas vegetales y especies (matriz L) y la última, que incluye las especies y sus rasgos morfológicos y las categorías de dieta (matriz Q). El RLQ vincula los datos de las tres matrices y genera una cuarta matriz de rasgos × coberturas vegetales (Jacoboski & Hartz 2020). Mientras que el análisis de la cuarta esquina evalúa la intensidad de estas asociaciones (Barzan *et al*. 2023). Los dos análisis se realizaron con el paquete *ade4* (Dray & Dufour 2007).

RESULTADOS

COMUNIDAD DE AVES.-

Registramos un total de 98 especies de aves distribuidas en 27 familias en el área de estudio (Anexo 1). Se registraron 54 especies en pastizal, 59 en borde de bosque y 62 en bosque. Las familias con mayor número de especies fueron Tyrannidae (19 spp.) y Thraupidae (catorce spp.), mientras que doce familias reportaron solo una especie. Bajo las categorías de amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), se encontró solo una especie, la Reinita rayada (*Setophaga striata)* en la categoría de casi amenazada (NT). Registramos una especie casi endémica para Colombia, el Batará carcajada *(Thamnophilus multistriatus),* pero no se registraron otras aves endémicas. Además, se observaron cinco especies migratorias boreales: la Reinita rayada (*Setophaga striata),* Reinita gorjinaranja

(*Setophaga fusca)*, Reinita hornera (*Seiurus aurocapilla*), Reinita de Tennessee (*Leiothlypis peregrina*), el Atrapamoscas verdoso (*Empinodax virescens*) y solo una especie migratoria austral, la Elenia piquicorta (*Elaenia parvirostris)* (Ayerbe-Quiñones 2022).

Encontramos diferencias significativas en la abundancia de aves entre las coberturas (Figura 2 y Anexo 2), donde el borde de bosque (estimado=84.59, *p*<**0.001**) tuvo la abundancia más baja que el bosque (estimado =2.197, p<0.02), y el pastizal (estimado =4.80, *p*<**0.001**). El *post-hoc* indicó que hay diferencias significativas entre pastizal y borde de bosque (estimado=4.80, *p*<**0.001**) y entre pastizal y bosque también (estimado=4.80, *p*<**0.001**). En la riqueza de especies no se encontró diferencia significativa entre las coberturas.

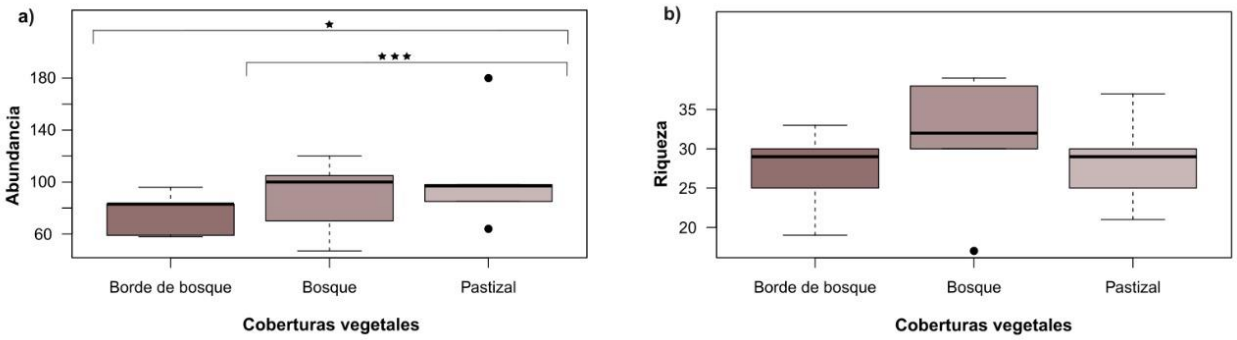

Figura 2. Diversidad de aves de aves en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. La figura (a) representa la abundancia de individuos. Y la figura (b) la riqueza de especies, en los tres tipos de cobertura vegetal muestreados. Las estrellas indican las diferencias significativas de (a) la abundancia de aves entre pastizal y bosque (****p*<**0.001**) y entre pastizal y borde de bosque (**p*<**0.001**). No se encontraron diferencias significativas entre la riqueza y las coberturas vegetales.

CURVAS DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES.-

El muestreo total de aves representado con los estimadores de riqueza Chao, Jacknife 1, Boostrap tuvo una representatividad superior al 80% en todos los índices, Bootstrap (90%) alcanzó la mayor representatividad, seguida por Chao (89%), y por último Jack1 (83%), lo que indica un muestreo eficiente pese a que el muestreo total no alcanzó una asíntota (Tabla 1 y Fig. 3).

Tabla 1. Estimadores de riqueza para el muestreo realizado en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. Los estimadores representados son Chao, Jacknife 1 (Jack1), Bootstrap (Boot) y sus desviaciones estándar (SD). Los censos se realizaron de agosto a diciembre del año 2023.

Riqueza	Chao	Chao, SD	Jack1	Jack1, SD	Boot	Boot, SD
98	110,2	6,9	118	7,9	108,1	5,2

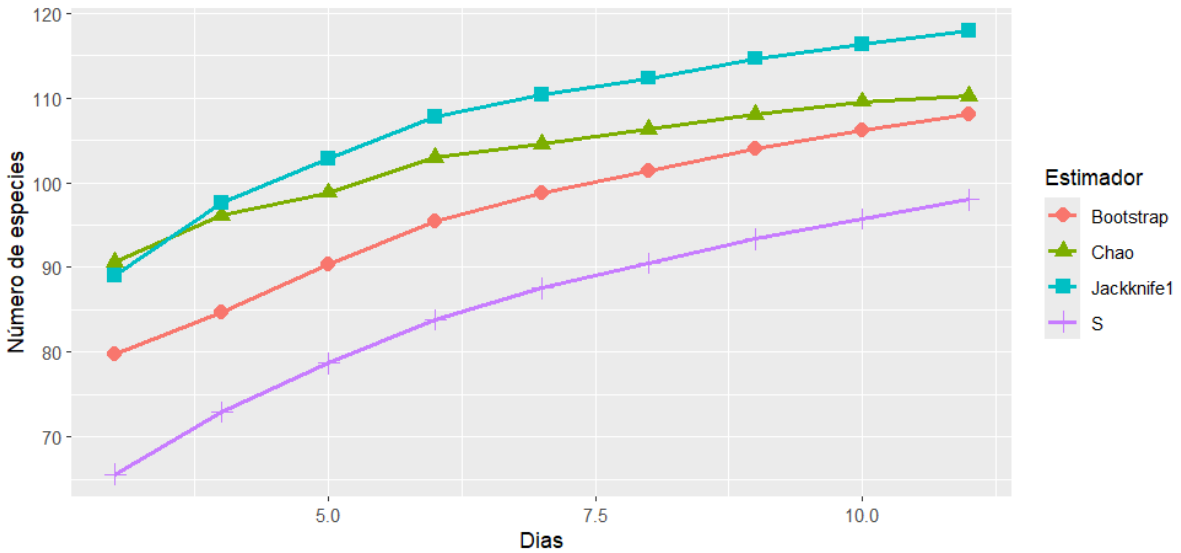

Figura 3. Curvas de acumulación de especies de aves para las tres coberturas vegetales, mediante distintos estimadores de riqueza, en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca.

DIVERSIDAD ALFA DE AVES.-

La diversidad alfa estimada a partir de diferentes índices mostró valores altos de diversidad para las tres coberturas, especialmente para los bosques. El índice de Shannon-Wiener para las tres coberturas fue superior a 3.5, lo que indica alta diversidad. Los valores de este índice van de 1 a 5, donde los valores menores de 2 indican baja diversidad. El índice de Simpson para las tres coberturas fue muy parecido, donde valores cercanos a 0 indica una comunidad diversa y cuyas abundancias son equitativas, mientras que valores cercanos a 1, indican una comunidad dominada por una o pocas especies y baja equitatividad (Jost & Gonzáles-Oreja 2012). Se encontró que las comunidades de aves son diversas en el área de estudio, especialmente en el bosque. El índice de Margalef indica que una comunidad con un índice alto es más diversa en términos de riqueza de especies en relación con su tamaño poblacional. Encontramos que el bosque y el borde tienen el índice de Margalef más alto en este estudio. Por último, el índice de uniformidad de Pielou tiene valores entre 0 y 1, donde 1 indica que todas las especies son igual de abundantes y 0 indica una baja uniformidad (Pielou 1966). En el estudio encontramos valores muy similares entre las coberturas vegetales para este índice (ver Tabla 2).

Tabla 2. Valores de diversidad alfa α. Shannon, Simpson, Margalef y Pielou para las aves presentes en las tres coberturas vegetales, en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca.

Cobertura	Riqueza	Shannon	Simpson	Margalef	Pielou
Bosque	62	3.86	0.02	10.9	0.93
Borde de bosque	59	3.73	0.03	10.8	0.91
Pastizal	54	3.64	0.03	9.78	0.90

NÚMEROS DE HILL.-

El número efectivo de especies de los números de Hill (Fig. 4 y Anexo 3) revelo que bordes y bosques tienen mayor riqueza y diversidad de especies de aves, que los pastizales, y el inverso de Simpson (q2), mostró un mayor número de especies dominantes en los bosques, bordes y pastizales, respectivamente, pero con un número de especies similar.

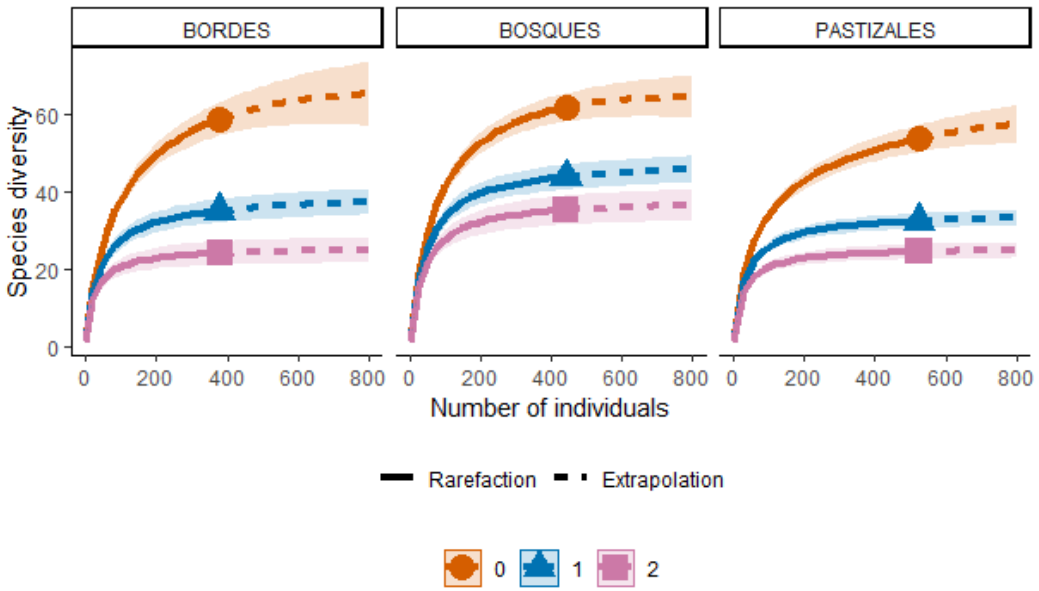

Figura 4. Números de Hill estimados para las tres coberturas vegetales en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. Las figuras geométricas y los colores representan q0 = riqueza de especies, q1 = índice exponencial de Shannon y q2 = índice inverso de Simpson.

DIVERSIDAD BETA DE AVES.-

El análisis de disimilitud de Bray-Curtis en las tres coberturas vegetales (Fig. 5), mostró que el borde de bosque comparte el 60% de las especies de aves entre el bosque y el pastizal, mientras que bosque y pastizal comparten el 40% de la comunidad de aves.

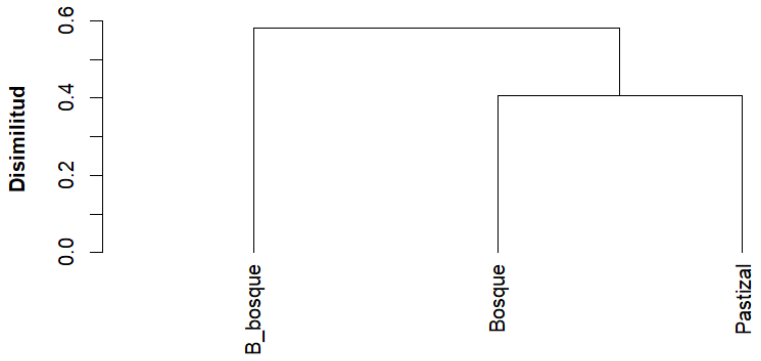

Figura 5. Dendrograma del índice de disimilitud de Bray-Curtis de las especies de aves presentes en las tres coberturas vegetales (bosque, borde de bosque y pastizal), en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca.

DIVERSIDAD FUNCIONAL.-

Los índices de diversidad funcional no presentaron cambios entre las coberturas vegetales (estimado y p del modelo general) (Anexo 4). Para el índice FDiv, el *post-hoc* indicó que hay diferencias significativas entre el pastizal y el bosque (estimado=2.47, $p<0.035$), ver (Fig. 6 y Anexo 5). Los valores del CWM muestran que las aves más grandes están en el bosque y los pastizales, aunque las aves con la longitud del

tarso y el índice de kipp más largo están en el pastizal (Tabla 3).

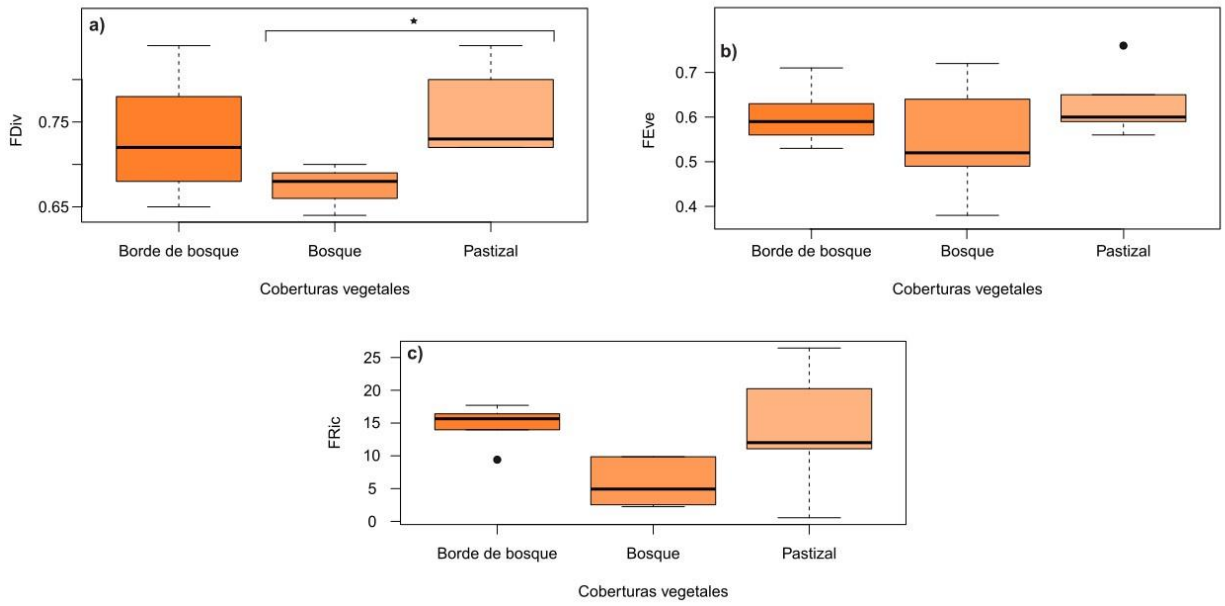

Figura 6. Estimación de los índices de diversidad funcional. La figura (a) representa FDiv: divergencia funcional, la figura (b) FEve: equitatividad funcional, y la figura (c) FRic: riqueza funcional, para las tres coberturas vegetales en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca. Las estrellas indican las diferencias significativas de (a) FDiv entre pastizal y bosque (*p<0.035).

Tabla 3. Índice CWM para cada rasgo por coberturas vegetal.

Rasgo	Bosque	Borde bosque	Pastizal
CWM Ancho pico	7	5,7	6,8
CWM Índice Kipp	27,3	18,6	29,6
CWM Longitud tarso	30	24,1	32,7
CWM Largo cola	82,2	70,9	79,8
CWM Masa	260,8	98,5	250,5

RLQ Y ANÁLISIS DE LA 4TA ESQUINA.-

Se encontró una relación negativa y significativa ($p<0.05$) entre el bosque y el rasgo distancia de Kipp (Fig. 7 y Anexo 6), mientras que para el borde de bosque se identificó una relación positiva significativa ($p < 0.05$). No se encontró ninguna relación para el pastizal con los otros rasgos morfológicos evaluados.

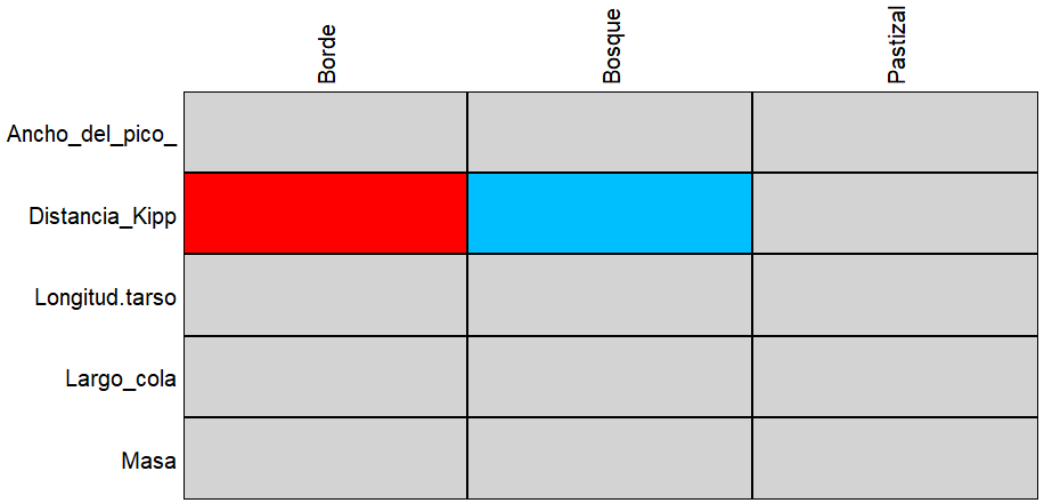

Figura 7. Cambios de rasgos morfológicos por coberturas vegetales, resultado del RLQ, en San Antonio del Tequendama. El efecto de la relación de los rasgos se indica mediante colores, en rojo los positivos y en azul los negativos.

El análisis RLQ y de la cuarta esquina para la dieta (Fig. 8), reveló relaciones tanto positivas y negativas significativas en las tres coberturas vegetales (Anexo 7). Encontramos que las aves granívoras (Gr) tienen una asociación positiva con los pastizales y una asociación negativa con los bosques. En contraste, las aves insectívoras (In) mostraron una asociación positiva con los bosques, pero no en las otras coberturas. Además, las aves con una dieta omnivoría (Om) presentaron una relación negativa con los bosques. Mientras que las otras categorías de dieta no tuvieron cambios significativos en las coberturas vegetales.

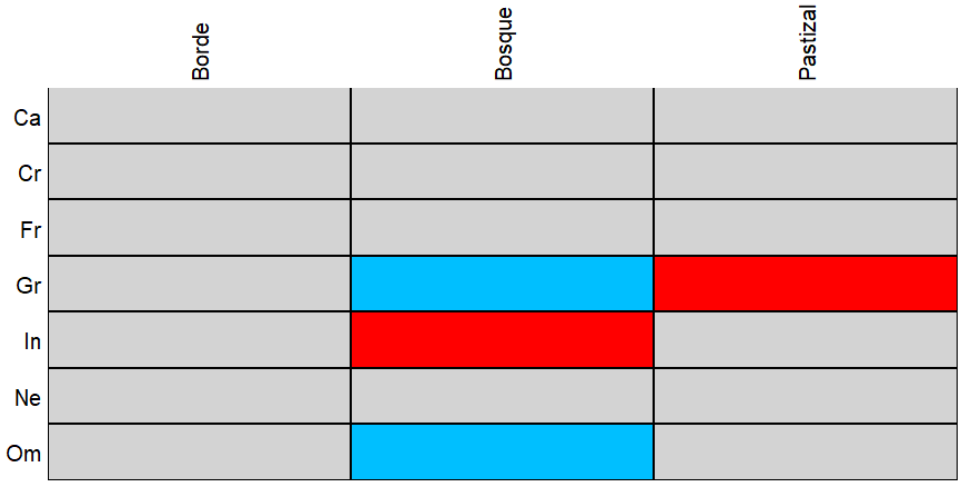

Figura 8. Cambios de gremio trófico por coberturas vegetales, resultado del RLQ, en San Antonio del Tequendama. El color azul representa una asociación negativa y el rojo una asociación positiva.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados mostraron que la diversidad taxonómica y funcional de las aves es alta en las tres coberturas vegetales evaluadas, en donde el bosque presentó los valores más altos de diversidad taxonómica, pero no de diversidad funcional. Esto se relaciona con que los bosques proporcionan una mayor oferta de recursos para las aves, asociado con la estructura vegetal, donde las especies pueden estar distribuidas de manera desigual en términos de funciones ecológicas, ocupando algunos nichos y quizás creando una mayor competencia entre los recursos ofrecidos, dado que se presentó el valor más bajo de uniformidad funcional en el bosque (Dos Anjos *et al.* 2019). Otro resultado importante es que bordes y bosques no difieren en el número efectivo de especies, lo que puede indicar que ambos lugares comparten heterogeneidad estructural, a pesar de que las condiciones ambientales podrían diferir entre bordes e interior de bosque (Tu *et al*. 2020). Por otro lado, los valores de los índices de diversidad funcional fueron mayores en el borde de bosque y pastizal, lo que indica que los dos tipos de hábitats están ofreciendo nichos diferenciados para las aves que se encuentran en esos lugares. Los resultados del RLQ revelaron que ciertos rasgos y gremios cambian entre bosques, bordes de bosque y pastizales.

Los estimadores de riqueza de especies Chao, Jack1 y Bootstrap, evidenciaron una buena representatividad del muestreo (Colwell & Elsensohn 2014), superior al 80% en las tres coberturas vegetales. Sin embargo, la curva de acumulación de especies no completó una asíntota, lo que sugiere que hubo especies raras o poco frecuentes que no se registraron en este estudio (Londoño 2012) y que, por lo tanto, extender el muestreo a más meses del año, podría robustecer el listado de especies de este estudio. La riqueza total de especies registradas fue de 98 especies y de acuerdo con los registros de especies en la plataforma de eBird (eBird 2021), hay 252 especies que potencialmente podrían estar en el municipio. Es importante destacar que no hay inventarios previos de las aves en San Antonio del Tequendama, y que el municipio ofrece una gran cantidad de diferentes tipos de coberturas vegetales, incluidos los cultivos, los hábitats que están a diferentes elevaciones y los jardines asociados a las construcciones urbanas, por lo que el número de aves potencial es alto para todo el municipio. Así, este es el primer estudio sobre la diversidad de aves realizado en este municipio, y se resalta que con solo cuatro meses de muestreo se logró cuantificar aproximadamente el 40% de las aves, a una escala pequeña.

El registro de seis especies migratorias y entre ellas la Reinita rayada (*Setophaga striata*) que se encuentra también en categoría de amenaza (NT), resalta la importancia de conservar hábitats que brindan descanso y alimentación en sus rutas migratorias, como los bordes y los bosques, ya que esta especie no es usuaria de los pastizales. Además, el registro de una especie casi endémica para el municipio refuerza la

importancia del área para la avifauna y las especies migratorias (Nava-Díaz *et al.* 2022). En cuanto a la representatividad de otras especies, los tiránidos (Tyrannidae) son de las familias más diversas en el Neotrópico y pueden ocupar diferentes coberturas vegetales como los pastizales, además, son importantes por su rol como controladores de poblaciones de insectos (Winkler *et al*. 2020). Otro grupo importante son los traúpidos (Thraupidae), que desempeñan un papel importante en la polinización y la dispersión de semillas (Naoki 2003). Los traúpidos y tiránidos tienen un aporte ecológico significativo en el mantenimiento de la diversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Vaccaro & Bellocq 2019). Además, las aves frugívoras desempeñan un papel crucial en la dinámica de los bosques, ya que contribuyen a la conectividad entre diferentes fragmentos de bosque (Peredo & Galindo-González 2004), y los tiránidos proporcionan servicios ecosistémicos al controlar las poblaciones de insectos, lo que ayuda a mantener el equilibrio en los ecosistemas (Vaccaro & Bellocq 2019).

La abundancia de aves cambio entre las coberturas, donde el pastizal y el bosque tuvieron las abundancias más altas de aves. Las aves que habitan los pastizales, por lo general, están adaptadas a ambientes abiertos y dependen de la disponibilidad de pasto y de la vegetación herbácea para su alimentación, incluida su reproducción (Azpiroz *et al*. 2012). Es importante destacar que es más fácil registrar la abundancia en un área abierta, en donde las especies pueden ser mejor censadas y los observadores tienen mayor capacidad visual (Gil-Tena *et al*. 2007). Esto concuerda con los resultados de otros estudios previos donde se ha encontrado una mayor abundancia de aves en coberturas abiertas como los pastizales (Boyce *et al*. 2021). Igualmente, el bosque presentó una alta abundancia de individuos, mostrando que su vegetación densa puede favorecer la abundancia poblacional de ciertas especies (Azpiroz *et al*. 2012). En el borde de bosque fue donde se registró la menor abundancia, debido a que algunas especies pueden evitar este hábitat y volar directamente al pastizal o al bosque, dada su sensibilidad a algunas presiones ambientales (Ries *et al*. 2004).

En cuanto a la riqueza de aves, no se encontraron diferencias significativas entre las coberturas vegetales, aunque el bosque tiende a tener mayor riqueza de especies. La similaridad en riqueza de especies entre las coberturas vegetales indica que cada hábitat está ofreciendo recursos para la comunidad de aves usuarias de cada uno de ellos (Katayama *et al*. 2014). Además, algunas especies de aves que utilizan los bordes de bosque se ven beneficiadas al desplazarse entre diferentes tipos de coberturas para encontrar alimento, refugio o sitios de reproducción (Vu Ho *et al*. 2023). Nuestros resultados concuerdan con los resultados de Vaccaro & Belloq (2019), en donde el bosque y el pastizal tuvieron riqueza similar. Además, el borde de bosque al ser una cobertura intermedia ubicada entre las otras dos coberturas, puede presentar especies que utilicen como sitios de paso las tres coberturas vegetales. Sin embargo, esto contrasta con varios estudios,

en donde han demostrado que las comunidades de especies cercanas a los bordes tienen una mayor riqueza en comparación con otras coberturas vegetales (Santos & Santos 2008, Willmer *et al*. 2022).

Los valores de diversidad taxonómica de aves para cada una de las coberturas vegetales fueron altos, en donde el bosque y el borde de bosque, presentaron un valor de Shannon mayor que el pastizal, lo que concuerda con resultados de otros estudios sobre la diversidad de aves en bosques y bordes (Velásquez-Trujillo et al. 2021, Sarmiento-Garavito et al. 2022, Haene et al. 2024). Esto se debe a que los bosques presentan buena disponibilidad de alimentos, tanto de insectos como de frutas, lo que puede estar asociada a una estructura de la vegetación más heterogénea, donde la presencia de diferentes estratos de dosel, de diferentes ramificaciones en las especies de plantas ofrecen mayor oferta de recursos para las aves (O'Dea & Whittaker 2006, Bitani et al. 2023). Adicionalmente el borde de bosque y el pastizal presentaron un valor ligeramente similar de Simpson, por lo que las dos coberturas vegetales podrían favorecer la presencia de especies generalistas, que se mueven entre estas dos coberturas. Las condiciones ambientales y estructurales en el borde tienen elementos de bosque, lo que permite que las especies generalistas puedan usar una amplia variedad de condiciones ambientales y se muevan entre bordes, bosques y pastizales (Holt 2009). Incluso las especies de bosque pueden llegar a los bordes, cuando hay alguna oferta de recurso para ellas (Terraube et al. 2016).

Los resultados de diversidad funcional para las aves fueron parecidos entre las tres coberturas vegetales, a excepción del índice de divergencia funcional que mostró diferencias significativas entre el pastizal y el bosque. Un valor alto de FDiv implica un alto grado de diferenciación de nichos, una menor competencia y uso diferencial de los recursos (Mason *et al*. 2005). Esperábamos que el bosque ofreciera los valores de FDiv más altos, pero fueron los más bajos, por lo que nuestros resultados contrastan con el estudio de Jacobosky & Hartz (2020), en el cual los pastizales tuvieron valores más bajos de FD que el bosque. Las especies que registramos en el pastizal tienen abundancias relativamente altas a las registradas en el bosque, en donde se encontraron especies raras con valores de abundancia mucho menor, lo que podría influir en los valores de FDiv de nuestro estudio. El valor alto de FDiv para el pastizal encontrado en nuestro estudio, podría estar relacionado con la vegetación, que, a pesar de ser homogénea, tenía la presencia de árboles y arbustos esparcidos en esta cobertura, lo que favoreció la presencia de diversas especies de aves que llegaban a posarse, a descansar y cazar mientras continuaban su camino al borde de bosque o al bosque (Vaccaro & Bellocq 2019). Los pastizales, por sus características ambientales y por el tipo de vegetación, ofrece recursos que son aprovechados por comunidades más diferenciadas que en el bosque y por ello se pudo tener un valor más alto de FDiv.

Los valores de FRic no variaron entre coberturas vegetales, lo que indica que la comunidad de aves ocupa una gran cantidad de nicho en los tres hábitats. Los valores altos de FRic indican que varios nichos están ocupados por especies de la comunidad, mientras que los valores bajos de FRic indican lo contrario (Mason *et al*. 2005). Los valores de FRic similares entre las tres coberturas, podrían estar indicando que las aves están usando esta vegetación intermedia y ubicada espacialmente en la mitad de las otras dos coberturas, lo que les permite ampliar su dieta y utilizar diversos nichos ecológicos. Además, los bordes de bosque también son importantes para la diversidad funcional de aves debido a que pueden encontrar una gran variedad de recursos (Terraube *et al.* 2016). Estos resultados contrastan con los de Bárbaro *et al.* (2014), en donde el valor de FRic fue mayor en pastizales de Montana, USA. Por lo tanto, el valor de FRic igual en bosque que en las otras coberturas, puede deberse al tamaño del bosque, que en este caso son pequeños remanentes de vegetación arbórea, altamente fragmentados y a las características ambientales que posiblemente sean muy parecidas entre sí. Igualmente, hay que mencionar que la capacidad de detección de las especies en bordes y pastizales, versus el bosque, lo que pudo dificultar la observación de algunas especies e incidir en los valores bajos de FRic. Las tres coberturas tienen nichos potencialmente disponibles, pero no explotados por las aves, quizás porque ya se han extinguido localmente algunas especies y esto relacionado con la simplificación de la cobertura vegetal, lo que podría reducir el valor de la riqueza funcional (Morelli *et al.* 2018).

Los valores de uniformidad funcional también fueron son parecidos entre sí, sin cambios significativos en las coberturas. Un valor alto de FEve indica una mayor similitud entre las abundancias en el espacio de los rasgos funcionales de las especies de aves y al parecer, las tres comunidades vegetales tienen la misma abundancia de rasgos en el espacio funcional (Villéger *et al*. 2008). Estos valores similares para las tres coberturas sugieren que hay rasgos funcionales únicos que les permite explotar el set de recursos que cada cobertura provee. Y además, que hay un solapamiento en las comunidades de aves en los tres lugares, donde dicho porcentaje de especies compartidas, podrían utilizar los recursos alimenticios de manera similar y que se aprovecha una amplia variedad de nichos ecológicos (García-Navas & Thuiller 2020). En otros estudios han encontrado valores distintos para cada cobertura, por ejemplo, Morelli *et al.* (2018) obtuvieron valores más bajos de FEve para pastizal, pero el bosque presentó un valor mayor. Los bordes de bosque al igual que las otras dos coberturas, presentan un uso eficiente de los recursos debido a la heterogeneidad vegetal, lo que concuerda con Bárbaro *et al*. 2013, que sugieren que la uniformidad funcional puede ser mayor cuando existe diversidad de hábitats alrededor del borde.

El CWM de los rasgos funcionales muestra que en el bosque y el pastizal, las aves tienen el ancho del pico más grande, lo que se relaciona con el tipo de recursos que las aves pueden consumir (Navalón *et al*. 2019). Tener un rango amplio en anchos de pico facilita la alimentación de una dieta variada que incluye

frutos, semillas o insectos, por lo que les permite a las aves aprovechar diferentes recursos alimenticios y desempeñar distintas funciones ecológicas en los ecosistemas (Tebbich *et al*. 2004). En los pastizales, se encontró que las aves tienen la longitud del tarso más largo, lo que favorece su movilidad en el suelo entre las gramíneas y el desplazamiento en este tipo de hábitat, lo cual facilita su acceso a recursos alimenticios (Senar & Pascual 1997, Lislevand *et al.* 2007). Igualmente, encontramos que las aves del pastizal tienen un valor alto en el índice de Kipp, lo que indica un mayor alargamiento del ala y una eficiencia de vuelo potencialmente mayor (Sheard *et al*. 2020). Este valor alto se relaciona con una alta capacidad de dispersión y migración en aves (Weeks *et al.* 2022). Las aves del bosque también tienen un valor alto en el índice de Kipp, pero quizás por la estructura densa de los árboles, tienen alas más cortas y redondeadas para maniobrar fácilmente entre las ramas, como *Ramphocaenus melanurus, Formicivora grisea, Henicorhina leucophrys* (Vidaurre *et al*. 2006). Las aves que habitan los pastizales tienen alas más largas y puntiagudas, adaptadas para vuelos más largos (*e.g*., *Daptrius chimachima, Bubulcus ibis, Vanellus chilensis, Rupornis magnirostris).*

Nuestros resultados del RLQ muestran una asociación negativa entre el bosque y la distancia Kipp, pero positiva con los bordes de bosque. Esto se debe a diferentes presiones selectivas sobre las aves que se encuentran en ambos tipos de cobertura, donde las aves con alas más largas podrían tener dificultad para desplazarse de la misma manera en una vegetación densa como la del bosque, donde deben cubrir distancias más cortas y con más obstáculos, que en un hábitat abierto que proporciona las condiciones adecuadas para una mayor eficiencia de vuelo y para que las aves se posen fácilmente en el borde (Lockwood *et al*. 1998, Hedenstrom 2002). Estudios previos han evidenciado que las aves con alas más largas tienden a tener distancias de vuelo más cortas en hábitats boscosos en comparación con hábitats abiertos como los bordes de bosque (Díaz *et al*. 2013). Por lo tanto, la estructura del hábitat puede influir en las aves que usan diferentes tipos de estratos verticales. Otro de los resultados del RLQ es que hay diferenciación de funciones importantes dentro de los bosques y pastizales, por ejemplo, las aves granívoras no se encuentran en los bosques. Las aves granívoras podrían ayudar a dispersar semillas, pero otras no y simplemente se alimentan de las semillas (Heleno *et al*. 2011), por lo que la perdida de estas especies en el bosque podría conducir a cambios en la dinámica de la vegetación y en la diversidad (Sekercioglu *et al*. 2004, Howe & Miriti 2004). Las aves granívoras tienen una estrecha relación con los pastizales debido a que la vegetación les permite buscar semillas en el suelo y en las plantas herbáceas (Flores & Galindo 2004, Rodríguez-Ovalle & Páez-Vásquez 2022), además dependen de este hábitat para reproducirse y alimentarse, favoreciendo a las especies cuya dieta está asociada con gramíneas (Isacch *et al*. 2003). Por otro lado, la reducción de omnívoros en los bosques hace que se pierdan especies importantes que pueden hacer uso de una amplia variedad de recursos como frutas, insectos, pequeños vertebrados y animales muertos, lo que indica una alta fragilidad del bosque debido a la ausencia de estas

especies y quizás, este ocurriendo un recambio donde estén llegando especies más resilientes a los cambios por las presiones ambientales (Morante-Filho *et al*. 2015). La relación positiva de los insectívoros con el bosque, indica que este grupo se encuentra restringido a vivir en los bosques, por lo que tienen una alta especificidad de hábitat (Sekercioglu *et al*. 2004, Bregman *et al*. 2014). La presencia de árboles y arbustos es esencial para la anidación de las aves, por lo que una reducción en la vegetación puede conducir a una disminución en la diversidad de aves insecívoras (Kang *et al*. 2015, Wu *et al.* 2024). Además, la presencia de insectívoros ayuda al mantenimiento de la vegetación debido a la regulación del control de insectos fitófagos (Marquis & Whelan 1994, Bael *et al*. 2008), contribuyen al control biológico de potenciales plagas para muchas especies de plantas y suelen ser un grupo rico en términos de especies.

CONCLUSIONES

Encontramos que los pastizales no alteran la diversidad funcional y taxonómica en el paisaje andino, y por el contrario encontramos que estos lugares simplificados en términos de cobertura vegetal favorecen la diversidad funcional de las aves. La diversidad taxonómica fue ligeramente mayor en bosques que en bordes y pastizales, por lo que este tipo de cobertura podría estar ofreciendo mayor diversidad de recursos para las pocas especies diferenciadas y propias de este lugar. Nuestro estudio sugiere que las respuestas ecológicas de las comunidades de aves a las distintas coberturas vegetales varían de acuerdo con los rasgos y las categorías de dieta. Los pastizales estarían proporcionando distintos tipos de recursos que beneficia a ciertos grupos de aves con rasgos morfológicos parecidos a la de las especies que habitan en el borde y el bosque andino, por lo que nuestros resultados sugieren una simplificación en la estructura de los bosques, donde no se diferencian de los bordes. Sin embargo, algunos gremios tróficos si respondieron a las diferencias en cobertura vegetal, mientras que las especies granívoras están presentes en el pastizal, los insectívoros se encuentran más en los bosques, por lo que los servicios ecosistémicos que proveen estos grupos de aves podrían estar cambiando entre las tres coberturas vegetales. Nuestro estudio resalta la importancia de las tres coberturas vegetales para el mantenimiento de la diversidad taxonómica y funcional que aún persisten en este paisaje andino de San Antonio del Tequendama.

LITERATURA CITADA

ARMENTERAS PASCUAL, DOLORS., CADENA VARGAS, C. E., & MORENO SÁNCHEZ, R. DEL PILAR. (2007). Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia. Instituto Humboldt.

AYERBE-QUIÑONES, F. 2022. Guía Ilustrada de la Avifauna Colombiana, Tercera Edición. Wildlife Coservation Society – Colombia. Editorial PuntoAparte, Bogotá, D. C., Colombia. 472 pp.

AZPIROZ, A.B., ISACCH, J.P., DIAS, R.A., DI GIACOMO, A.S., FONTANA, C.S. AND PALAREA, C.M. (2012), Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. Journal of Field Ornithology, 83: 217-246. https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x

BAEL, S. A. V., PHILPOTT, S. M., GREENBERG, R., BICHIER, P., BARBER, N. A., MOONEY, K. A., & GRUNER, D. S. (2008). Birds as predators in tropical agroforestry systems. *Ecology*, *89*(4), 928-934

BARBARO, L., GIFFARD, B., CHARBONNIER, Y., VAN HALDER, I., & BROCKERHOFF, E. G. (2014). Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. *Diversity and Distributions*, *20*(2), 149-159. https://doi.org/10.1111/ddi.12132

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. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2023.108588

BEŁCIK, M., LENDA, M., AMANO, T., & SKÓRKA, P. (2020). Different response of the taxonomic, phylogenetic and functional diversity of birds to forest fragmentation. *Scientific Reports 2020 10:1*, *10*(1), 1–11. https://doi.org/10.1038/s41598-020-76917-2

BETANCURT-GRISALES, J. F., VARGAS-DAZA, A. M., CASTAÑO-VILLA, G. J., & OSPINA-BAUTISTA, F. (2021). Bird functional diversity in restored and secondary forests of the Colombian Andes. *Restoration Ecology*, *29*(3), e13315. https://doi.org/10.1111/REC.13315

BITANI, N., CORDIER, C. P., EHLERS SMITH, D. A., EHLERS SMITH, Y. C., & DOWNS, C. T. (2023). Avian species functional diversity and habitat use: The role of forest structural attributes and tree diversity in the Midlands Mistbelt Forests of KwaZulu-Natal, South Africa. *Ecology and Evolution*, *13*(9), e10439. https://doi.org/10.1002/ECE3.10439

BOYCE, A. J., SHAMON, H., KUNKEL, K. E., & MCSHEA, W. J. (2021). Grassland bird diversity and abundance in the presence of native and non-native grazers. *Avian Conservation & Ecology*, *16*(2).https://doi.org/10.5751/ACE-01944-160213

BREGMAN, T. P., SEKERCIOGLU, C. H., & TOBIAS, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, *169*, 372–383. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2013.11.024

CARLO, T. A., GARCÍA, D., MARTÍNEZ, D., GLEDITSCH, J. M., & MORALES, J. M. (2013). Where do seeds go when they go far? Distance and directionality of avian seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Ecology*, *94*(2). https://doi.org/10.1890/12-0913.1

CHAO, A., CHIU, C. H., & JOST, L. (2014). Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through hill numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *45*(Volume 45, 2014), 297–324. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540

COLWELL, R. K., & ELSENSOHN, J. E. (2014). EstimateS turns 20: statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. Ecography, 37(6), 609–613. https://doi.org/10.1111/ECOG.00814

DEVICTOR, V., & JIGUET, F. (2007). Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. Agriculture, Ecosystems & Environment, 120(2–4), 179–184. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2006.08.013

DÍAZ, M., MØLLER, A. P., FLENSTED-JENSEN, E., GRIM, T., IBÁÑEZ-ÁLAMO, J. D., JOKIMÄKI, J., MARKÓ, G., & TRYJANOWSKI, P. (2013). The Geography of Fear: A Latitudinal Gradient in Anti-Predator Escape Distances of Birds across Europe. *PLOS ONE*, *8*(5), e64634. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0064634

DOS ANJOS, L., BOCHIO, G. M., MEDEIROS, H. R., ALMEIDA, B. DE A., LINDSEY, B. R. A., CALSAVARA, L. C., RIBEIRO, M. C., & DOMINGUES TOREZAN, J. M. (2019). Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. *Ecology and Evolution*, *9*(11), 6318–6328. https://doi.org/10.1002/ECE3.5204

DRAY, S., & DUFOUR, A. B. (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. Journal of Statistical Software, 22(4), 1–20. https://doi.org/10.18637/JSS.V022.I04

DVOŘÁKOVÁ, D., ŠIPOŠ, J., & SUCHOMEL, J. (2023). Impact of agricultural landscape structure on the patterns of bird species diversity at a regional scale. *Avian Research*, *14*, 100147. https://doi.org/10.1016/J.AVRS.2023.100147

EDWARDS, F. A., EDWARDS, D. P., LARSEN, T. H., HSU, W. W., BENEDICK, S., CHUNG, A., VUN KHEN, C., WILCOVE, D. S., HAMER, K. C., & FELICITY EDWARDS, C. A. (2013). *Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot?* https://doi.org/10.1111/acv.12074

GARCÍA-NAVAS, V., & THUILLER, W. (2020). Farmland bird assemblages exhibit higher functional and phylogenetic diversity than forest assemblages in France. *Journal of Biogeography*, *47*(11), 2392–2404. https://doi.org/10.1111/JBI.13950

GIL-TENA, A., SAURA, S., & BROTONS, L. (2007). Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: implications for forest ecosystem management. *Forest ecology and Management*, *242*(2-3), 470-476. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.080

HAENE, C. S., BILENCA, D., & CODESIDO, M. (2024). Taxonomic and functional avian diversity vary with cattle management practices in humid Chaco forests of Argentina. *Biotropica*, *56*(2), e13308. https://doi.org/10.1111/BTP.13308

HEDENSTRÖM, A. (2002). Aerodynamics, evolution and ecology of avian flight. *Trends in Ecology & Evolution*, *17*(9), 415-422. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02568-5

HELENO, R. H., ROSS, G., EVERARD, A., MEMMOTT, J., & RAMOS, J. A. (2011). The role of avian 'seed predators' as seed dispersers. *Ibis*, *153*(1), 199–203. https://doi.org/10.1111/J.1474-919X.2010.01088.X

HOTHORN, T., BRETZ, F., & WESTFALL, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. R package version 1.4-17. https://CRAN.R-project.org/package=multcomp

ISACCH, J. P., BÓ, M. S., MACEIRA, N. O., DEMARÍA, M. R., & PELUC, S. (2003). Composition and seasonal changes of the bird community of natural grasslands in the western pampa of Argentina. Journal of Field Ornithology, 54, 59-65.

JACOBOSKI, L. I., & HARTZ, S. M. (2020). Using functional diversity and taxonomic diversity to assess effects of afforestation of grassland on bird communities. Perspectives in Ecology and Conservation, 18(2), 103–108. https://doi.org/10.1016/J.PECON.2020.04.001

JETZ, W., WILCOVE, D. S., & DOBSON, A. P. (2007). Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *PLOS Biology*, *5*(6), e157. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157

JONES, H. H., BARRETO, E., MURILLO, O., & ROBINSON, S. K. (2021). Turnover-driven loss of forest-dependent species changes avian species richness, functional diversity, and community composition in Andean forest fragments. *Global Ecology and Conservation*, *32*, e01922. https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2021.E01922

KANG, W., MINOR, E. S., PARK, C. R., & LEE, D. (2015). Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. Urban Ecosystems, 18(3), 857–870. https://doi.org/10.1007/S11252-014-0433-5/FIGURES/2

Katayama, N., Amano, T., Naoe, S., Yamakita, T., Komatsu, I., Takagawa, S. I., … & Miyashita, T. (2014). Landscape heterogeneity–biodiversity relationship: effect of range size. *PloS one*, *9*(3), e93359. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093359

LE BAGOUSSE-PINGUET, Y., SOLIVERES, S., GROSS, N., TORICES, R., BERDUGO, M., & MAESTRE, F. T. (2019). Phylogenetic, functional, and taxonomic richness have both positive and negative effects on ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *116*(17). https://doi.org/10.1073/pnas.1815727116

LENTH, R. V. (2019). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4-17 Retrieved from https://CRAN.R-project.org/package=emmeans

LISLEVAND, T., FIGUEROLA, J., TAMA´, T., & KELY, T. S. (2007). Avian body sizes in relation to fecundity, mating system, display behavior, and resource sharing. *Ecology*, *88*(6), 1605–1605. https://doi.org/10.1890/06-2054

LOCKWOOD, R., SWADDLE, J. P., & RAYNER, J. M. (1998). Avian wingtip shape reconsidered: wingtip shape indices and morphological adaptations to migration. *Journal of avian biology*, 273-292.

MAO, R., ZHANG, D., ZHOU, Q., WANG, Y., & ZHANG, L. (2024). Effects of Land Use Change on Avian Diversity in the Semi-Arid Area of Longxi Loess Plateau. *Diversity 2024, Vol. 16, Page 235*, *16*(4), 235. https://doi.org/10.3390/D16040235

MARQUIS, R. J., & WHELAN, C. J. (1994). Insectivorous Birds Increase Growth of White Oak through Consumption of Leaf-Chewing Insects. *Ecology*, *75*(7), 2007–2014. https://doi.org/10.2307/1941605

MARTÍNEZ-NÚÑEZ, C., MARTÍNEZ-PRENTICE, R., & GARCÍA-NAVAS, V. (2023). Land-use diversity predicts regional bird taxonomic and functional richness worldwide. *Nature Communications 2023 14:1*, *14*(1), 1–8. https://doi.org/10.1038/s41467-023-37027-5

MARTÍNEZ-NÚÑEZ, C., MARTÍNEZ-PRENTICE, R., & GARCÍA-NAVAS, V. (2023). Land-use diversity predicts regional bird taxonomic and functional richness worldwide. Nature Communications 2023 14:1, 14(1), 1–8. https://doi.org/10.1038/s41467-023-37027-5

MASON, N. W. H., MOUILLOT, D., LEE, W. G., & WILSON, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, *111*(1), 112–118. https://doi.org/10.1111/J.0030-1299.2005.13886.X

MORANTE-FILHO, J. C., FARIA, D., MARIANO-NETO, E., & RHODES, J. (2015). Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PloS One*, *10*(6), e0128923. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923

MORELLI, F., BENEDETTI, Y., PERNA, P., & SANTOLINI, R. (2018). Associations among taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary distinctiveness vary among environments. *Ecological Indicators*, *88*, 8–16. https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.01.022

MUÑOZ, M. C., MARTIN SCHAEFER, H., BÖHNING-GAESE, K., NEUSCHULZ, E. L., & SCHLEUNING, M. (2017). Phylogenetic and functional diversity of fleshy-fruited plants are positively associated with seedling diversity in a tropical montane forest. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *5*(AUG). https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00093

NAVA-DÍAZ, R., ZURIA, I., & PINEDA-LÓPEZ, R. (2022). Taxonomic, Phylogenetic and Functional Diversity of Bird Assemblages in Urban Green Spaces: Null Model Analyses, Temporal Variation and Ecological Drivers. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*, 1037. https://doi.org/10.3389/FEVO.2021.795913/BIBTEX

NAVALÓN, G., BRIGHT, J. A., MARUGÁN-LOBÓN, J., & RAYFIELD, E. J. (2019). The evolutionary relationship among beak shape, mechanical advantage, and feeding ecology in modern birds. *Evolution*, *73*(3), 422–435. https://doi.org/10.1111/EVO.13655

NEWBOLD, T., SCHARLEMANN, J. P. W., BUTCHART, S. H. M., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., ALKEMADE, R., BOOTH, H., & PURVES, D. W. (2013). Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 280(1750). https://doi.org/10.1098/RSPB.2012.2131

O'DEA, N., & WHITTAKER, R. J. (2006). *How resilient are Andean montane forest bird communities to habitat degradation?* 305–333. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6320-6_20

PEREDO, R. F., & GALINDO-GONZÁLEZ, J. (2004). Abundancia y diversidad de aves depredadoras de semillas de Pinus teocote Schl. Et Cham. En hábitats contrastantes de Veracruz, México. *Foresta Veracruzana*, *6*(2), 47-53.

R CORE TEAM. (2022). R Core Team 2021 R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. https://www.R-project.org/. *R Foundation for Statistical Computing, 2.*

RALPH, C. J., GEUPEL, G. R., PYLE, P., MARTIN, T. E., DESANTE, D. F., & MILÁ, B. (1996). GTR 159: Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. *Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-Pacific Southwest Research Station*, *46*.

RIES, L., FLETCHER JR, R. J., BATTIN, J., & SISK, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, *35*, 491-522. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148

RODRÍGUEZ-OVALLE, G., & PÁEZ-VÁSQUEZ, M. (2022). Avifauna asociada a un mosaico de paisajes rurales en la cuenca alta del río Ariari (Cubarral, Meta Colombia) anotaciones sobre su diversidad y conservación. *Ornitología Colombiana*, *22*, 2–15. https://doi.org/10.59517/OC.E540

ROSWELL, M., DUSHOFF, J., & WINFREE, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, *130*(3). https://doi.org/10.1111/oik.07202

SALAS CORREA, Á. D., & MANCERA-RODRÍGUEZ, N. J. (2020). Aves como indicadoras ecológicas de etapas sucesionales en un bosque secundario, Antioquia, Colombia. Revista de Biología Tropical, 68(1). https://doi.org/10.15517/rbt.v68i1.34913

SALGADO-NEGRET, B. (2015). *La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones* (B. Salgado-Negret, Ed.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

SANTOS, A. M. D. M., & SANTOS, B. A. (2008). Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence?. Acta Botanica Brasilica, 22, 1077-1084. https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000400018

SARMIENTO-GARAVITO, L. P., GARCÍA-MONROY, J. S., & CARVAJAL-COGOLLO, J. E. (2022). Taxonomic and functional diversity of birds in a rural landscape of high Andean forest, Colombia. *Neotropical Biology and Conservation 17(1): 39-57*, *17*(1), 39–57. https://doi.org/10.3897/neotropical.17.e66096

SCHLEUNING, M., FARWIG, N., PETERS, M. K., BERGSDORF, T., BLEHER, B., BRANDL, R., DALITZ, H., FISCHER, G., FREUND, W., GIKUNGU, M. W., HAGEN, M., GARCIA, F. H., KAGEZI, G. H., KAIB, M., KRAEMER, M., LUNG, T., NAUMANN, C. M., SCHAAB, G., TEMPLIN, M., … BÖHNING-GAESE, K. (2011). Forest Fragmentation and Selective Logging Have Inconsistent Effects on Multiple Animal-Mediated Ecosystem Processes in a Tropical Forest. *PLOS ONE*, *6*(11), e27785. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027785

SEKERCIOGLU, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests, and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, *153*(SUPPL. 1), 153–161. https://doi.org/10.1007/S10336-012-0869-4

ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., DAILY, G. C., & EHRLICH, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *101*(52), 18042-18047. https://doi.org/10.1073/pnas.040804910

SENAR, J. C., & PASCUAL, J. (1997). Keel and tarsus length may provide a good predictor of avian body size. Ardea-Wageningen, 85, 269-274.

SNYMAN, S. (2017). The role of private sector ecotourism in local socio-economic development in southern Africa. *Journal of Ecotourism*, *16*(3). https://doi.org/10.1080/14724049.2016.1226318

TERRAUBE, J., ARCHAUX, F., DECONCHAT, M., VAN HALDER, I., JACTEL, H., & BARBARO, L. (2016). Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes. Ecology and Evolution, 6(15), 5178–5189. https://doi.org/10.1002/ECE3.2273

TOBIAS, J. A., SHEARD, C., PIGOT, A. L., DEVENISH, A. J. M., YANG, J., SAYOL, F., NEATE-CLEGG, M. H. C., ALIORAVAINEN, N., WEEKS, T. L., BARBER, R. A., WALKDEN, P. A., MACGREGOR, H. E. A., JONES, S. E. I., VINCENT, C., PHILLIPS, A. G., MARPLES, N. M., MONTAÑO-CENTELLAS, F. A., LEANDRO-SILVA, V., CLARAMUNT, S., … SCHLEUNING, M. (2022). AVONET: morphological,

ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, *25*(3), 581–597. https://doi.org/10.1111/ELE.13898

TSCHARNTKE, T., KLEIN, A. M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I., & THIES, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters*, *8*(8), 857–874. https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2005.00782.X

TU, H. M., FAN, M. W., & KO, J. C. J. (2020). Different Habitat Types Affect Bird Richness and Evenness. *Scientific Reports 2020 10:1*, *10*(1), 1–10. https://doi.org/10.1038/s41598-020-58202-4

VACCARO, A. S., FILLOY, J., & BELLOCQ, M. I. (2019). What land use better preserves taxonomic and functional diversity of birds in a grassland biome? *Avian Conservation and Ecology*, *Published Online: Feb 13, 2019 Doi:10.5751/ACE-01293-140101*, *14*(1). https://doi.org/10.5751/ACE-01293-140101

VELÁSQUEZ-TRUJILLO, V., BETANCURT-GRISALES, J. F., VARGAS-DAZA, A. M., LARA, C. E., RIVERA-PÁEZ, F. A., FONTÚRBEL, F. E., & CASTAÑO-VILLA, G. J. (2021). Bird functional diversity in agroecosystems and secondary forests of the tropical andes. *Diversity*, *13*(10). https://doi.org/10.3390/d13100493

VIDAURRE, M., PACHECO, L. F., & ROLDÁN, A. I. (2006). Composition and abundance of birds in Andean alder (Alnus acuminata) patches with past and present harvest in Bolivia. *Biological Conservation*, *132*(1), 12–21. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2006.03.008

VILLÉGER, S., MASON, N. W. H., & MOUILLOT, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, *89*(8), 2290–2301. https://doi.org/10.1890/07-1206.1

VU HO, K., ĆUK, M., ŠIKULJAK, T., KRÖEL-DULAY, G., BÁTORI, Z., TÖLGYESI, C., FŰRÉSZ, A., TÖRÖK, P., HÁBENCZYUS, A. A., HEGYESI, A., COŞGUN, Z. L., & ERDŐS, L. (2023). Forest edges revisited: Species composition, edge-related species, taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. Global Ecology and Conservation, 46, e02625. https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2023.E02625

WEEKS, B. C., O'BRIEN, B. K., CHU, J. J., CLARAMUNT, S., SHEARD, C., & TOBIAS, J. A. (2022). Morphological adaptations linked to flight efficiency and aerial lifestyle determine natal dispersal distance in birds. *Functional Ecology*, *36*(7), 1681–1689. https://doi.org/10.1111/1365-2435.14056

WHELAN, C. J., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., & WENNY, D. G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. In *Journal of Ornithology* (Vol. 156). https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y

WILLMER, J. N. G., PÜTTKER, T., & PREVEDELLO, J. A. (2022). Global impacts of edge effects on species richness. Biological Conservation, 272, 109654. https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2022.109654

WU, R., ZHANG, Q., HAO, Z., LI, L., GAO, B., LI, J., LIU, X., LIAO, C., & PEI, N. (2024). Insectivorous birds are more sensitive to urban greenspace changes in Guangzhou city, China. Urban Forestry & Urban Greening, 94, 128243. https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2024.128243

ANEXOS

Anexo 1. Especies registradas en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca.

Orden	Familia	Especie
Apodiformes	Trochilidae	Adelomyia melanogenys
Apodiformes	Trochilidae	Amazilia tzacatl
Apodiformes	Trochilidae	Anthracothorax nigricollis
Strigiformes	Strigidae	Asio clamator
Piciformes	Ramphastidae	Aulacorhynchus haematopygus
Passeriformes	Parulidae	Basileuterus culicivorus
Passeriformes	Parulidae	Basileuterus rufifrons
Pelecaniformes	Ardeidae	Bubulcus ibis
Passeriformes	Tyrannidae	Camptostoma obsoletum
Passeriformes	Troglodytidae	Campylorhynchus griseus
Passeriformes	Troglodytidae	Campylorhynchus zonatus
Passeriformes	Turdidae	Catharus ustulatus
Apodiformes	Trochilidae	Chaetocercus heliodor
Apodiformes	Trochilidae	Chaetocercus mulsant
Passeriformes	Icteridae	Chrysomus icterocephalus
Columbiformes	Columbidae	Claravis pretiosa
Passeriformes	Thraupidae	Coereba flaveola
Apodiformes	Trochilidae	Colibri coruscans
Columbiformes	Columbidae	Columbina talpacoti
Cathartiformes	Cathartidae	Coragyps atratus
Cuculiformes	Cuculidae	Crotophaga ani
Passeriformes	Vireonidae	Cyclarhis gujanensis
Piciformes	Picidae	Dryocopus lineatus
Passeriformes	Thamnophilidae	Dysithamnus mentalis
Passeriformes	Tyrannidae	Elaenia flavogaster
Passeriformes	Tyrannidae	Elaenia parvirostris
Passeriformes	Thraupidae	Emberizoides herbicola
Passeriformes	Tyrannidae	Empidonax virescens
Passeriformes	Fringillidae	Euphonia laniirostris

Passeriformes	Fringillidae	Euphonia xanthogaster
Passeriformes	Thamnophilidae	Formicivora grisea
Psittaciformes	Psittacidae	Forpus conspicillatus
Passeriformes	Troglodytidae	Henicorhina leucophrys
Passeriformes	Troglodytidae	Henicorhina leucosticta
Passeriformes	Icteridae	Icterus chrysater
Passeriformes	Tyrannidae	Legatus leucophaius
Passeriformes	Parulidae	Leiothlypis peregrina
Columbiformes	Columbidae	Leptotila verreauxi
Passeriformes	Tyrannidae	Machetornis rixosa
Passeriformes	Tyrannidae	Megarynchus pitangua
Piciformes	Picidae	Melanerpes rubricapillus
Falconiformes	Falconidae	Milvago chimachima
Passeriformes	Mimidae	Mimus gilvus
Passeriformes	Icteridae	Molothrus bonariensis
Passeriformes	Tyrannidae	Myiarchus tuberculifer
Passeriformes	Tyrannidae	Myiarchus tyrannulus
Passeriformes	Tyrannidae	Myiodynastes maculatus
Passeriformes	Tyrannidae	Myiopagis viridicata
Passeriformes	Parulidae	Myiothlypis fulvicauda
Passeriformes	Tyrannidae	Myiozetetes cayanensis
Passeriformes	Tyrannidae	Myiozetetes similis
Passeriformes	Thamnophilidae	Myrmelastes leucostigma
Passeriformes	Thamnophilidae	Myrmoborus leucophrys
Passeriformes	Hirundinidae	Orochelidon murina
Pelecaniformes	Threskiornithidae	Phimosus infuscatus
Cuculiformes	Cuculidae	Piaya cayana
Piciformes	Picidae	Picumnus olivaceus
Passeriformes	Tyrannidae	Pitangus sulphuratus
Passeriformes	Hirundinidae	Pygochelidon cyanoleuca
Passeriformes	Tyrannidae	Pyrocephalus rubinus
Passeriformes	Polioptilidae	Ramphocaenus melanurus
Passeriformes	Thraupidae	Ramphocelus dimidiatus
Accipitriformes	Accipitridae	Rupornis magnirostris

Passeriformes	Thraupidae	Saltator maximus
Passeriformes	Thraupidae	Saltator striatipectus
Passeriformes	Tyrannidae	Sayornis nigricans
Passeriformes	Parulidae	Seiurus aurocapilla
Passeriformes	Parulidae	Setophaga fusca
Passeriformes	Parulidae	Setophaga pitiayumi
Passeriformes	Parulidae	Setophaga striata
Passeriformes	Thraupidae	Sicalis flaveola
Passeriformes	Furnariidae	Sittasomus griseicapillus
Passeriformes	Fringillidae	Spinus psaltria
Passeriformes	Thraupidae	Sporophila minuta
Passeriformes	Thraupidae	Stilpnia cyanicollis
Passeriformes	Thraupidae	Stilpnia vitriolina
Passeriformes	Furnariidae	Synallaxis albescens
Passeriformes	Furnariidae	Synallaxis brachyura
Passeriformes	Thraupidae	Tangara gyrola
Passeriformes	Thamnophilidae	Thamnophilus doliatus
Passeriformes	Thamnophilidae	Thamnophilus multistriatus
Passeriformes	Thraupidae	Thraupis episcopus
Passeriformes	Thraupidae	Thraupis palmarum
Passeriformes	Thraupidae	Tiaris olivaceus
Passeriformes	Tyrannidae	Todirostrum cinereum
Passeriformes	Tyrannidae	Tolmomyias sulphurescens
Passeriformes	Troglodytidae	Troglodytes aedon
Passeriformes	Turdidae	Turdus grayi
Passeriformes	Turdidae	Turdus ignobilis
Passeriformes	Turdidae	Turdus leucomelas
Passeriformes	Tyrannidae	Tyrannus melancholicus
Charadriiformes	Charadriidae	Vanellus chilensis
Passeriformes	Vireonidae	Vireo chivi
Passeriformes	Vireonidae	Vireo leucophrys
Passeriformes	Thraupidae	Volatinia jacarina
Passeriformes	Furnariidae	Xenops minutus
Columbiformes	Columbidae	Zenaida auriculata

Passeriformes	Passerellidae	Zonotrichia capensis

Anexo 2. Modelo lineal generalizado (GLM) del efecto de las tres coberturas vegetales sobre la abundancia y la riqueza de aves.

Índice DT	Cobertura	Estimado	Error	z value	p value
Abundancia	Borde bosque	4.32	0.05	84.25	< 2e-16 ***
	Bosque	0.15	0.07	2.19	0.0281 *
	Pastizal	0.32	0.06	4.80	1.55 e-06***
Riqueza	Borde bosque	3.30	0.08	38.52	< 2e-16 ***
	Bosque	0.13	0.11	1.16	0.24
	Pastizal	0.04	0.11	0.36	0.71

Anexo 3. Índices de diversidad de Hill de las aves de San Antonio del Tequendama, Cundinamarca (q=0, q=1, q=2), observada (Obs) y estimada (Est) para las tres coberturas vegetales con los respectivos cálculos de error estándar (EE) además de sus intervalos de confianza al 95 % (LCI, LCS).

Coberturas vegetales	q	Obs	Est	EE	LCI	LCS
Borde de bosque	q = 0	59	66.6	5.5	61.1	86.4
	q = 1	35	38.6	2.1	35	42.8
	q = 2	24	25.6	1.9	24	29.4
Bosque	q = 0	62	65.1	3	62.6	77.4
	q = 1	43.8	47.4	1.8	43.8	51
	q = 2	35.2	38.2	2	35.2	42.1
Pastizal	q = 0	54	60.2	5.1	55.5	79.7
	q = 1	32.4	34.5	1.4	32.4	37.3
	q = 2	24.4	25.5	1.4	24.4	28.4

Anexo 4. Índices de diversidad funcional por tipo de cobertura vegetal estimado para las aves de en San Antonio del Tequendama.

Índice DF	Bosque	Borde bosque	Pastizal
FRic	38.8	74.3	43.8
FEve	0.6	0.4	0.6
FDiv	0.7	0.6	0.7

Anexo 5. Modelo lineal generalizado (GLM) del efecto de las tres coberturas vegetales sobre los índices de Diversidad funcional, en San Antonio del Tequendama, Cundinamarca.

Índice DF	**Cobertura**	**Estimado**	**SE**	**t value**	**p value**
FRic	Bosque	-6.32	4.83	-1.30	0.21
	Borde de bosque	14.63	3.41	4.28	0.00106 ***
	Pastizal	-0.56	4.83	-0.11	0.90
FEve	Bosque	-0.05	0.06	-0.87	0.39
	Borde de bosque	0.60	0.04	13.82	9.88e09***
	Pastizal	0.02	0.06	0.45	0.65
FDiv	Bosque	-0.06	0.03	-1.688	0.11
	Borde de bosque	0.73	0.02	29.19	1.62e-12***
	Pastizal	0.02	0.03	0.78	0.44

Anexo 6. Valores RLQ de rasgos morfológicos para las tres coberturas vegetales.

Cobertura/ Rasgo	Stat	Obs	Std.Obs	P value
Borde / Ancho_del_pico_	r	0.06	1.37	0.17
Bosque / Ancho_del_pico_	r	-0.06	-1.16	0.24
Pastizal / Ancho_del_pico_	r	0	0.14	0.92
Borde / Distancia_Kipp	r	0.10	2.06	0.034 *
Bosque / Distancia_Kipp	r	-0.14	-2.59	0.0093 **
Pastizal / Distancia_Kipp	r	0.04	0.85	0.407
Borde / Longitud.tarso	r	0.01	0.32	0.7467
Bosque / Longitud.tarso	r	-0.08	-1.40	0.1632
Pastizal / Longitud.tarso	r	0.06	1.21	0.2198
Borde / Largo_cola	r	0.05	1.09	0.2755
Bosque / Largo_cola	r	-0.04	-0.79	0.4336
Pastizal / Largo_cola	r	-0.002	-0.03	0.9704
Borde / Masa	r	0.04	0.93	0.366
Bosque / Masa	r	-0.05	-0.96	0.3723
Pastizal / Masa	r	0.012	0.26	0.8012

Anexo 7. Valores RLQ de rasgos de dieta para las tres coberturas vegetales.

Cobertura /Test	Stat	Obs	Std.Obs	Pvalue
Borde / Ca	r	0.05	1.14	0.26
Bosque / Ca	r	-0.06	-1.11	0.26
Pastizal / Ca	r	0.01	0.27	0.76
Borde / Fr	r	0.04	0.97	0.33
Bosque / Fr	r	0.01	0.25	0.79
Pastizal / Fr	r	-0.06	-1.05	0.28
Borde / Gr	r	-0.01	-0.19	0.93
Bosque / Gr	r	-0.15	-1.80	0.03 *
Pastizal / Gr	r	0.17	2.03	0.0072 **

Borde / In	r	-0.09	-1.27	0.21
Bosque / In	r	0.23	3.09	57e-04 ***
Pastizal / In	r	-0.14	-1.89	0.05 .
Borde / Ne	r	0.04	0.97	0.32
Bosque / Ne	r	-0.03	-0.61	0.54
Pastizal / Ne	r	-0.00	-0.13	0.89
Borde / Om	r	0.32	0.62	0.55
Bosque / Om	r	-0.12	-2.08	0.03
Pastizal / Om	r	0.09	1.63	0.10
Borde / Cr	r	0.02	0.61	0.69
Bosque / Cr	r	-0.01	-0.35	0.86
Pastizal / Cr	r	-0.01	-0.13	0.94