

Diversidad y composición del ensamblaje de aves en zonas urbanas y periurbanas de la ciudad de Manizales, Andes Centrales de Colombia

Marcela C. Espitia Sánchez

Universidad de Caldas

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Programa de Biología

Manizales, Colombia

2022

Diversidad y composición del ensamblaje de aves en zonas urbanas y periurbanas de la ciudad de Manizales, Andes Centrales de Colombia

Marcela C. Espitia Sánchez

Investigación presentada para obtener el título de biólogo

Director (a):

Ph.D. Héctor E. Ramírez-Chaves

Grupo de investigación:

Grupo de Investigación en Ecosistemas Tropicales, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad de Caldas, Manizales, Colombia.

Línea de investigación:

Ornitología

Universidad de Caldas

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Programa de Biología

Manizales, Colombia

2022

Agradecimientos

A Hector E. Ramírez-Chaves por su apoyo, conocimientos y capacitaciones para el desarrollo de la investigación y la construcción del documento. A Daniel Aristizábal, Juan Felipe Cardona y Deivy Gómez por la concepción de la idea y la toma de datos.

Resumen

Históricamente la urbanización ha fragmentado los ecosistemas naturales y generado sistemas aislados o interconectados que brindan espacios de refugio y alimentación para muchas aves. El objetivo de este trabajo fue comparar la diversidad de la avifauna en parques urbanos de la ciudad de Manizales respecto a zonas periurbanas y bosques continuos. Además, se analizaron los cambios en la riqueza y gremios tróficos registrados considerando el área y la distancia entre estas zonas. Para ello se seleccionaron 12 parques urbanos con distinta área y distancia al bosque y tres zonas periurbanas. Allí se realizaron puntos fijos de conteo para documentar la diversidad de aves. Se analizó qué especies desaparecieron a medida que los parques urbanos disminuyen en tamaño o se encuentran más alejados del bosque. En total, se documentaron 141 especies pertenecientes a 105 géneros y 33 familias agrupados en 16 gremios tróficos. En los bosques periurbanos la riqueza de aves fue mayor (135 spp.) que en parques urbanos (58 spp.). En los parques urbanos más grandes (6500 – 11000 m²) la riqueza de aves fue alta (55 spp.) con relación a parques más pequeños (36 spp.). En los parques más cercanos al bosque (0 - 330 m), la riqueza de aves fue mayor (52 spp.) que en parques con una distancia considerable al bosque (38 spp.). Se comprobó que existe un efecto significativo del área y la distancia al bosque sobre la composición de la avifauna y la diversidad de gremios tróficos de la misma en los parques urbanos de Manizales.

Palabras clave: Aves, biodiversidad, composición, conservación, ecosistemas urbanos.

Abstract

Historically, urbanization has fragmented natural ecosystems and generated isolated or interconnected systems that provide refuge and feeding spaces for many birds. The objective of this work was to compare the diversity of the avifauna in urban parks of the city of Manizales with respect to peri-urban areas and continuous forests. In addition, the changes in richness and trophic guilds recorded were analyzed while considering the area and the distance between these zones. For this study, 12 urban parks with different areas and distances from the forest and three peri-urban areas were selected. There, fixed counting points were made to document the diversity of birds. The study analyzed the species that disappeared as urban parks decreased in size or were further away from the forest. In total, 141 species belonging to 105 genus and 33 families grouped into 16 trophic guilds were documented. Bird richness was higher in peri-urban forests (135 spp.) than in urban parks (58 spp.). In the largest urban parks (6500 – 11000 m²) bird richness was high (55 spp.) relative to smaller parks (36 spp.). In the parks closest to the forest (0 - 330 m), the richness of birds was higher (52 spp.) than in parks with a considerable distance from the forest (38 spp.). It was found that there is a significant effect of the area and the distance to the forest on the composition of the avifauna and the diversity of its trophic guilds in the urban parks of Manizales.

Keywords: Aves, biodiversity, conservation, composition, urban ecosystems.

Tabla de contenido

1. Introducción.....	7
2. Materiales y métodos	10
2.1. Área de estudio	10
2.2. Captura de información	12
2.3. Análisis de datos	13
3. Resultados	15
3.1. Diversidad de aves	15
3.2. Composición por zonas.....	22
3.3. Gremios tróficos	27
3.4. Efecto del área y la distancia al bosque sobre la diversidad	29
4. Discusión	31
5. Conclusiones	35
6. Referencias.....	36

1. Introducción

La cordillera de los Andes se extiende desde Chile hasta Venezuela. Es una cadena montañosa masiva que influye en muchos procesos físicos y bióticos en América del Sur (Ramos 1999; Braun et al. 2019). En los Andes, los bosques locales son particularmente susceptibles y altamente vulnerables al cambio climático debido a su ubicación en pendientes pronunciadas y a sus gradientes altitudinales y climáticos (Karmalkar et al. 2008). Además, los Andes albergan a casi 40 millones de habitantes y, por lo tanto, tienen un papel económico y ecológico importante (Etter et al. 2006; Grau & Aide 2008). En este sentido la urbanización es una de las principales causas de extinción de especies en la región (McKinney, 2006) y sus consecuencias sobre la fauna además incluyen el empobrecimiento y la homogeneización de la riqueza de especies (McKinney 2006; Shochat et al. 2006). Sin embargo, los parques y espacios verdes urbanos que tienen fines recreativos para la población local pueden actuar como importantes refugios para la flora y fauna en las ciudades tropicales en el contexto de una urbanización en expansión (Davies et al. 2009, González-García et al. 2009).

El conocimiento de la biodiversidad asociada al medio urbano puede contribuir al desarrollo y promoción de métodos para su conservación (Gaston et al. 2005). Para abordar este déficit, se ha sugerido priorizar la conservación de la complejidad biológica en las ciudades, involucrando la creación de parques y reservas forestales a través de la preservación de fragmentos de bosque natural dentro del perímetro urbano (Koh & Sodhi 2004; Fuller et al. 2007). La incorporación de información ecológica en la gestión y planificación urbanas es esencial (Leitao & Ahern, 2002), pues los hábitats forestales aislados, es decir, algunos de los parques urbanos, pueden albergar una submuestra de los organismos de los bosques continuos (un subconjunto anidado de conjuntos del bosque) (Lomolino 1996; Mcabendroth et al. 2005; Ulrich et al. 2009).

Por otra parte, existen estudios que evalúan cómo el grado de aislamiento o la distancia de un parque o fragmento de bosque de un bosque continuo, así como su matriz circundante, pueden afectar los cambios en los componentes bióticos entre los ecosistemas naturales y urbanos (Fahrig 2003; Teixeira et al. 2009; Goulart et al. 2015, Santos et al. 2019). En los parques urbanos, la proximidad a otras áreas naturales parece ayudar a mantener una fauna nativa relativamente diversa (Koh & Sodhi 2004; Pacheco & Vasconcelos 2007, Calvachi, 2003). Así,

el área de los parques urbanos y la distancia a un bosque continuo puede afectar la riqueza de especies de manera diferencial (Carpintero et al., 2014), de acuerdo con la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur & Wilson 1967). Estudios anteriores revelaron que esta teoría se puede aplicar a la fauna urbana (Dickman 1987; Fernández-Juricic & Jokimäki 2001; Koh & Sodhi 2004; Mahan & O'Connell 2005; Daniels & Kirkpatrick 2006; Pacheco & Vasconcelos 2007; Oliver et al. 2011).

En el norte de los Andes, en países como Colombia, si bien el área de esta región (287.720 km²) solo representa el 25 % del área total del país, el 70 % de la población nacional está asentada dentro de los tres ramales (Occidental, Central y Oriental) que la conforman (Armenteras & Rodríguez 2007). Debido a la gran variedad de hábitats y ecosistemas, la Cordillera Central de Colombia, la cual se origina en el suroccidente y se extiende hasta el noroccidente del país, se ha identificado como un centro de biodiversidad importante, promovida por cambios en la elevación y la heterogeneidad topográfica y climática (Terborgh, 1971; Kattan et al., 2006). Además, grandes centros poblados y diversas divisiones políticas se localizan en dicha cordillera, la cual abarca parte del Eje Cafetero que incluyen principalmente a departamentos como Caldas, Risaralda y Quindío. El departamento de Caldas cuenta con 7.888 km² que corresponden al 6 % del área total de los andes centrales (129.737 km²). No obstante, esta franja es la más transformada ya que corresponde a la zona óptima para la producción de café, lo que ha estimulado la concentración de la población humana en la región, y generado impactos ambientales negativos variables en magnitud e intensidad (Corpocaldas, 2007). En consecuencia, las áreas boscosas ubicadas dentro y alrededor del tejido urbano, constituyen las únicas posibilidades de conservación para especies que toleran la intervención humana, pero dependen de estos sitios para refugiarse, anidar y buscar alimento (Restrepo et al. 2015).

En el departamento de Caldas, el municipio de Manizales se encuentra ubicado en la parte sur de la vertiente occidental de la cordillera Central y se extiende desde el río Cauca, a 800 m de elevación, hasta el Páramo de Letras a 3800 m (Renjifo, 1998). Es el municipio con mayor número de registros de aves en el departamento (9833) y ocupa el primer lugar en riqueza con 540 especies y 57 familias documentadas para el 2010 (Fierro-Calderón, 2010), aunque estos valores deben ser mayores. Manizales cuenta con una interesante historia de estudios ornitológicos, de los cuales se han producido varias listas de especies en los últimos 30 años

(Uribe 1987; Walker 1996; Vélez & Velásquez 1998; Verhelst et al. 2001; Botero et al. 2001, 2005; Fierro-Calderón & Eusse 2010). Estos estudios se han enfocado en la avifauna en las áreas de interés ambiental, como las reservas forestales fuera del entorno urbano, donde los impactos antropogénicos son relativamente bajos (Uribe 1987; Naughton-Treves et al. 2005; McDonald et al. 2008).

Similarmente, la zona urbana de Manizales cuenta con una red de áreas protegidas denominadas “Ecoparques”, así como parques periurbanos y urbanos por donde se ha documentado una alta variedad de aves a pesar de encontrarse en zonas fuertemente intervenidas (Walker, 1996). Sin embargo, y al igual que en toda Colombia, se carece de investigaciones que permitan determinar la distribución de las especies de aves al interior del casco urbano, así como su estado poblacional. En este sentido y teniendo en cuenta que el conocimiento de la biodiversidad asociada al medio urbano puede contribuir al desarrollo y promoción de métodos para su conservación (Koh & Sodhi 2004; Gaston et al. 2005; Fuller et al. 2007), es importante generar estudios en zonas con áreas protegidas definidas como ocurre en Manizales, para contribuir al monitoreo de la biodiversidad de aves a corto, mediano y largo plazo. Además, los parques pueden actuar como importantes refugios para la flora y fauna en las ciudades tropicales en el contexto de una urbanización en expansión (Davies et al. 2009; González-García et al. 2009), dado que ofrecen sitios de anidación y sustratos de alimentación adecuados para muchas especies animales (Majer & Brown 1986; Chace & Walsh 2006; Pacheco & Vasconcelos 2007; Rizali et al. 2008; Friedrich & Philpott 2009; Sattler et al. 2010; Trueman & Young 2012). Por esta razón el presente trabajo busca comparar la diversidad de la avifauna presente en parques urbanos de la ciudad de Manizales respecto a la diversidad de aves en zonas periurbanas y bosques continuos y analizar los cambios en la riqueza y gremios tróficos de las especies registradas considerando el área y la distancia entre estas zonas.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

Esta investigación se desarrolló en la zona urbana y periurbana de la ciudad de Manizales (zona céntrica de la ciudad: 5.0689° N -75.5174° W; elevación: 2218 m) ubicada en la vertiente occidental de la cordillera Central en los Andes colombianos. La zona urbana está localizada en elevaciones comprendidas entre los 2022 y los 2150 m. La zona periurbana abarca selvas subandinas y andinas comprendidas en un intervalo altitudinal localizado entre los 1800 y los 2300 m. El clima de la región es frío con precipitaciones entre marzo y diciembre y períodos de lluvias altas (los cuales, según el régimen bimodal de lluvias en la región ocurren normalmente entre marzo y mayo y entre septiembre y noviembre (Mejía, 2008).

Manizales cuenta con una red de áreas protegidas denominadas “ecoparques” y otras áreas verdes ubicadas dentro y alrededor del tejido urbano. Para este estudio se consideraron los siguientes ecoparques dado su tamaño, presencia de flora nativa continua y cercanía al sector urbano. Allí se ha documentado previamente un número importante de especies: Ecoparque Alcázares, 144 especies (Cardona 1998; Velherst 2001; Botero et al 2005; Restrepo-Cardona 2015), Ecoparque Los Yarumos, 33 especies (Velherst, 2001) y en el Ecoparque Bosque Popular El Prado, tres especies (Restrepo-Cardona, 2015).

Estos ecoparques se consideraron como la distancia “0” con respecto a otros parques urbanos:

1. Ecoparque Alcázares: ubicado en el suroccidente de Manizales (5.04° N -75.31° W; 1967 m s n m), tiene una extensión de 21,7 ha compuestas en su mayoría por bosque secundario y áreas abiertas para la recreación. Está clasificado como bosque húmedo premontano (bh-PM) (Holdridge, 1967).
2. Ecoparque Bosque Popular El Prado: localizado en el oriente de Manizales (5.02° N - 75.28° W; 2022 m s n m) tiene una extensión de 51,4 ha compuestas por fragmentos de bosque secundario y áreas abiertas para la recreación con árboles sembrados hace aproximadamente 86 años (Restrepo-Cardona, et al. 2015). Está clasificado como bosque húmedo montano bajo (bh-MB) (Holdridge, 1967).

3. Ecoparque Los Yarumos: localizado al oriente de Manizales (5.04° N -75.28°; 2170 m s n m), tiene una extensión de 53 ha de bosque secundario y áreas abiertas y está clasificado como bosque húmedo premontano (bh-PM) (Holdridge, 1967).
4. Además, se seleccionaron 12 parques urbanos teniendo en cuenta los siguientes criterios: Áreas comprendidas entre los 1000 y los 11200 m². Distancia mínima entre parques de 250 m, cobertura vegetal (arbórea y/o arbustiva) y distancia de las zonas boscosas periféricas. (Tabla 1).

Se consideraron áreas pequeñas (entre 1000 y 4000 m²) y grandes (entre 4100 y 11200 m²). La distancia al bosque continuo periurbano se consideró alta si superó los 350 metros y baja si no lo hizo. Las distancias fueron determinadas mediante el uso de Google Earth.

Tabla 1. Parques urbanos seleccionados en el municipio de Manizales, Caldas, Colombia. Se presenta el área, la distancia al bosque y el número de puntos de muestro

Parque urbano	Área (m ²)	Distancia al bosque (m)	Puntos	Coordenadas
Mabe	1000 (pequeña)	360(Alta)	1	5.04939N 75.48192W
Estrella	2700 (pequeña)	410 (Alta)	3	5.05897N 75.48990W
Mujer	2500 (pequeña)	430 (Alta)	2	5.0650N 75.49936W
Rosales	1400 (pequeña)	44(Baja)	1	5.06171N 75.49063W
Villa Café	2400 (pequeña)	110 (Baja)	2	5.06751N 75.48590W
Bellavista	3000 (pequeña)	150 (Baja)	3	5.07811N 75.52634W
El Cable	4100 (grande)	655 (Alta)	3	5.05610N 75.48625W
Agua	6500 (grande)	410 (Alta)	6	5.06707N 75.52432W
Alfonso López	4500 (grande)	510 (Alta)	4	5.06977N 75.51863W
Ernesto Gutiérrez	4000 (grande)	330 (Baja)	4	5.06844N 75.51204W
Gotera	9200 (grande)	100 (Baja)	9	5.05565N 75.49176W
Palermo	11200 (grande)	75 (Baja)	11	5.05005N 75.49049W

Tabla 2. Ecoparques Los Alcázares, Los Yarumos y Bosque Popular El Prado

Ecoparque	Distancia aislamiento (m)	Puntos	Coordenadas
Los Alcázares	0	11	5.06536N 75.531W
Los Yarumos	0	11	5.066N 75.481W
Bosque Popular El Prado	0	11	5.0356N 75.473W

2.2. Captura de información

Se eligieron las aves como grupo de trabajo ya que, en los procesos de caracterización de la biodiversidad, han demostrado ser un grupo taxonómico que se estudia con relativa facilidad y puede ser usado como indicador, pues permiten obtener información útil para identificar los elementos del paisaje rural que tienen mayor valor y en los cuales se deben enfocar los esfuerzos de conservación (Stotz et al. 1996; Lozano et al. 2009; Lentijo-Botero 2013).

En cada sector seleccionado se realizaron puntos fijos de conteo de aves entre dos investigadores en un radio de 50 m para documentar la riqueza y abundancia de aves durante un total de 60 días efectivos de campo, tanto en temporada de lluvias como en temporada seca. Para cada especie registrada se tomaron datos relacionados con la fecha, hora y ubicación del registro. Por jornada de muestreo se realizaron como máximo dos repeticiones de diez minutos en los puntos seleccionados y los conteos fueron llevados a cabo en las cuatro horas posteriores al amanecer (6h:30 minutos-10h:30 minutos). Para hallar la cantidad de puntos de muestreo necesarios para cada parque urbano se tomó el área del parque en m² y se dividió por 1000. Con respecto a los tres ecoparques (Los Alcázares, Los Yarumos y Bosque Popular El Prado) para tener un área comparable con los demás sitios de muestreo se seleccionó un área similar a la del parque urbano más grande (11200 m²) allí se estableció un circuito comprendido por once puntos de muestreo donde se llevó a cabo la toma de datos. Tanto los parques como las zonas periurbanas tuvieron diez repeticiones.

La identificación de las especies y el tipo de migración se hizo siguiendo (Ayerbe, 2018). El orden filogenético y nomenclatura fueron tomados de Remsen et al., (2018). Las especies endémicas se definieron utilizando la propuesta de Chaparro-Herrera, (2013). La categorización

de amenaza a escala global fue tomada de la Lista Roja de la Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza (UICN), mientras que la categorización a escala nacional fue tomada del Libro rojo de las Aves de Colombia (Rengifo et al., 2016).

2.3. Análisis de datos

Para estimar la diversidad observada y esperada de las aves en las diferentes zonas y evaluar la representatividad de muestreo se realizaron curvas de rarefacción individuales con ACE, Chao-1 y Chao-2 como estimadores, y del conglomerado total de zonas muestreadas con Shannon H como estimador.

Para comparar entre parques y explorar qué proporción de especies cambió en términos de su composición, se realizaron dendrogramas de similitud de Jaccard y Cosine, a partir de la presencia o abundancia relativa de cada especie registrada en las zonas urbanas y periurbanas. También se realizó un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés) para reflejar las agrupaciones formadas. En el PCA cada uno de los puntos representa un sitio de muestreo. Los puntos más cercanos son los que más se asemejan en cuanto a la composición y abundancia de las especies, es decir que tienen especies similares con abundancias semejantes. Contrario a ello los puntos más alejados entre sí son aquellos que tienen diferente composición, o una composición similar con abundancias distintas.

Para estimar la diversidad de gremios tróficos en los parques estudiados, se asignó a cada especie una categoría a partir del elemento principal de su dieta y sus hábitos de forrajeo siguiendo propuestas previas (Olivares 1973; Meyer de Schauensee & Phelps 1978; McNish et al. 1992; Kattan et al. 1996; Castaño 2001; Hilty & Brown 2001), así:

Carroñero (Ca), Insectívoro consumidor de invertebrados acuáticos (Ii), Herbívoro (He), Rapaz (Ra), Granívoro terrestre (Gt), Granívoro arbóreo (Gar), Granívoro estrato herbáceo (Ge), Nectarívoro (Nec), Nectarívoro insectívoro (NI), Insectívoro aéreo (Ia), Insectívoro arbóreo (Iar), Insectívoro estrato herbáceo (Ie), Insectívoro troncos (It), Insectívoro sotobosque (Is), Insectívoro Frugívoro arbóreo (IFar), Frugívoro arbóreo (Far), Omnívoro arbóreo (Oar), Omnívoro aéreo (Oa) y Omnívoro terrestre (Ot).

Para comparar la diversidad de gremios tróficos en las diferentes áreas de muestreo se realizaron análisis exploratorios sobre las posibles diferencias entre ellos. Una vez establecidas las especies presentes en parques urbanos y zonas periurbanas y sus respectivos gremios tróficos, se analizó el recambio de estos entre estos sitios y el posible efecto del área y la distancia del bosque (Grado de aislamiento) sobre la diversidad. Además, se listaron aquellas especies y gremios tróficos que desaparecieron a medida que los parques urbanos disminuyeron en tamaño o se alejaron de las zonas periurbanas o el bosque continuo.

Para determinar la correlación entre estas variables se realizó un modelo lineal con distancia al bosque y área como variables predictivas y riqueza (S_p , Índice Chao-1, Ordenes, Familias, Géneros) y gremio trófico como variables de respuesta. Todos los análisis estadísticos y gráficos fueron hechos en los softwares Past (3) (Hammer et al., 2001) y EstimateS (Colwell, 2009).

3. Resultados

3.1. Diversidad de aves

Para el conglomerado de parques y ecoparques se obtuvieron 3397 registros de 139 especies agrupadas en 13 órdenes, 33 familias y 104 géneros. Passeriformes fue el orden con mayor número de especies (94; 66.67% del total de especies), seguido por Apodiformes (13; 9,22%), Piciformes (8; 5,67 %) y Columbiformes (6; 4,26 %). Los órdenes restantes presentan valores inferiores al 3,5 % de la riqueza total.

Respecto a la abundancia relativa, los Passeriformes presentaron una mayor ocurrencia con 3320 registros (97,73 %) seguidos por Columbiformes (1588) Apodiformes (333), Piciformes (172), Charadriiformes (113), Cathartiformes (100), Pelecaniformes (81), Accipitriformes (51); los 5 órdenes restantes tuvieron menos de 20 registros.

Las familias reportadas con mayor riqueza de especies fueron Thraupidae (21 spp.), Tyrannidae (17 spp.), Trochilidae (13 spp.), Parulidae (9 spp.), Furnaridae (7 spp.), Columbidae y Fringilidae (6 spp. c/u). Las demás familias contaron con menos de 5 especies. En términos de abundancia Columbidae presentó 1588 registros, seguidos por Tyrannidae (797), Thraupidae (772), Emberizidae (344), Trochilidae (333), e Hirundiniade (330). Las familias restantes presentaron menos de 220 individuos.

En general, para todas las zonas muestreadas, las especies más abundantes fueron: *Columba livia* con 1218 registros, *Zimmerius crysops* con 401 registros, *Pygochelydon cyanoleuca* con 330 registros, *Zenaida auriculata* y *Zonotrichia capensis* con 319 registros cada uno, *Colibri coruscans* con 173, *Thraupis episcopus* con 149, *Tyrannus melancholicus* con 179, *Sicalis flaveola* con 126, y *Molothrus bonariensis* con 107.

Por otro lado, las especies con un único registro dentro del muestreo fueron 20: *Adelomyia melanogenys*, *Amazilia franciae*, *Anabacerthia striaticollis*, *Brotogeris jugularis*, *Campylorhamphus pusillus*, *Cercomacroides parkeri*, *Chamaepetes goudotii*, *Chlorospingus flavopectus*, *Dryocopus lineatus*, *Geranoaetus albicaudatus*, *Grallaria ruficapilla*, *Haplophaedia aureliae*, *Leptopogon rufipectus*, *Leptopogon superciliaris*, *Malacoptila mystacalis*, *Patagioenas*

cayennensis, *Piranga flava*, *Pyrrhomyias cinnamomeus*, *Scytalopus spillmanni* y *Tangara nigroviridis*.

En total se registraron 11 especies migratorias representadas en 6 familias: **Accipitridae:** *Buteo platypterus*; **Tyrannidae:** *Contopus virens*, *Tyrannus tyrannus*; **Vireonidae:** *Vireo flavifrons*; **Turdidae:** *Catharus ustulatus*; **Parulidae:** *Cardellina canadensis*, *Mniotilta varia*, *Parkesia noveivorasensis*, *Setophaga fusca*, y **Cardinalidae:** *Pheucticus ludovicianus* y *Piranga rubra*.

Se registraron también tres especies endémicas. La pava colombiana, *Ortalis columbiana*, el hormiguero de Parker, *Cercromacroides parkeri* y el carpinterito punteado, *Picumnus granadensis*.

Todas las especies registradas a lo largo del muestreo se encuentran en la categoría de preocupación menor (LC) para la UICN. Además, 12 especies distribuidas en 6 familias y 11 géneros se encuentran en algún apéndice CITES así:

- Apéndice II (11): *Accipiter striatus*, *Geranoetus albicaudatus*, *Buteo platypterus*, *Rupornis magnirostris*, *Pionus chalcopterus*, *Pionus menstruus*, *Falco sparverius*, *Milvago chimachima*, *Thamnophilus multistriatus*, *Asio stygius* y *Pulsatrix perspicillata*.
- Apéndice III (1): *Bubulcus ibis*.

Tabla 3. Lista de especies y gremios tróficos, asociada al área mínima y el aislamiento máximo en que se registraron

* Especies migratorias. ¹Especies endémicas. Gremio: Carroñero (Ca), Insectívoro consumidor de invertebrados acuáticos (Ii), Herbívoro (He), Rapaz (Ra), Granívoro terrestre (Gt), Granívoro arbóreo (Gar), Granívoro estrato herbáceo (Ge), Nectarívoro (Nec), Nectarívoro insectívoro (NI), Insectívoro aéreo (Ia), Insectívoro arbóreo (Iar), Insectívoro estrato herbáceo (Ie), Insectívoro troncos (It), Insectívoro sotobosque (Is), Insectívoro Frugívoro arbóreo (IFar), Frugívoro arbóreo (Far), Omnívoro arbóreo (Oar), Omnívoro aéreo (Oa) y Omnívoro terrestre (Ot). CITES: II: Apéndice II. III: Apéndice III. N/A: No aplica.

Taxón	Especie	Área mínima (m ²)	Aislamiento máximo (m)	Gremio	CITES
Craciformes					
Cracidae	Chamaepetes goudotii	11000	0	Far	N/A
	Ortalis columbiana ¹	11000	0	Far	N/A
Columbiformes					
Columbidae	Columba livia	1400	655	Ot	N/A
	Columbina talpacoti	1400	655	Ot	N/A
	Patagioenas cayennensis	11000	0	Far	N/A
	Patagioenas fasciata	2700	410	Far	N/A
	Zenaida auriculata	1000	655	Gt	N/A
Cuculiformes					
Cuculidae	Crotophaga ani	9200	100	Iar	N/A
	Piaya cayana	11000	0	Iar	N/A
Apodiformes					
Trochilidae	Adelomyia melanogenys	9200	100	Ni	N/A
	Amazilia franciae	11000	0	Ni	N/A
	Amazilia tzacatl	11000	0	Ni	N/A

	<i>Chaetocercus mulsant</i>	9200	100	Ni	N/A
	<i>Chlorostilbon melanorhynchus</i>	11000	0	Ni	N/A
	<i>Coeligena coeligena</i>	11000	0	Ni	N/A
	<i>Colibri coruscans</i>	1400	655	Ni	N/A
	<i>Colibri cyanotus</i>	2700	410	Ni	N/A
	<i>Haplophaedia aureliae</i>	11000	0	Ni	N/A
	<i>Heliomaster longirostris</i>	11000	0	Ni	N/A
	<i>Phaethornis guy</i>	11000	0	Ni	N/A
	<i>Saucerottia saucerottei</i>	1400	655	Ni	N/A
	<i>Uranomitra franciae</i>	2700	655	Ni	N/A
Charadriiformes					
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	2400	655	Ie	N/A
Pelecaniformes					
Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	2400	655	Ii	III
Threskiornithidae	<i>Phimosus infuscatus</i>	11000	0	Ii	N/A
Cathartiformes					
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	1000	655	Ca	N/A
Accipitriformes					
Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	9200	100	Ra	II
	<i>Buteo platypterus*</i>	11000	0	Ra	II
	<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	11000	0	Ra	II
	<i>Rupornis magnirostris</i>	9200	100	Ra	II
Strigiformes					
Strigidae	<i>Asio stygius</i>	11000	0	Ra	II
	<i>Pulsatrix perspicillata</i>	11000	0	Ra	II
Coraciformes					
Momotidae	<i>Momotus aequatorialis</i>	1400	655	Iar	N/A

Galbuliformes						
Bucconidae	Malacoptila mystacalis	11000	0	Iar	N/A	
Piciformes						
Capitonidae	Eubucco bourcierii	11000	0	Ifar	N/A	
Ramphastidae	Aulacorhynchus albivitta	9200	100	Oar	N/A	
	Aulacorhynchus haematopygus	11000	0	Oar	N/A	
Picidae	Colaptes rubiginosus	11000	0	It	N/A	
	Dryocopus lineatus	11000	0	It	N/A	
	Melanerpes formicivorus	9200	100	It	N/A	
	Melanerpes rubricapillus	6500	410	It	N/A	
	Picumnus granadensis ¹	11000	0	It	N/A	
Falconiformes						
Falconidae	Falco sparverius	2700	655	Ra	II	
	Milvago chimachima	1400	655	Ra	II	
Psittaciformes						
Psittacidae	Pionus chalcopterus	11000	0	Far	II	
	Pionus menstruus	11000	0	Far	II	
Passeriformes						
Thamnophilidae	Cercomacroides parkeri ¹	11000	0	Is	N/A	
	Thamnophilus multistriatus	11000	0	Is	II	
Grallariidae	Grallaria guatemalensis	11000	0	Is	N/A	
	Grallaria ruficapilla	11000	0	Is	N/A	
Rhinocryptidae	Scytalopus atratus	11000	0	Is	N/A	
	Scytalopus spillmanni	11000	0	Is	N/A	
Furnariidae	Anabacerthia striaticollis	11000	0	Is	N/A	
	Campylorhamphus pusillus	11000	0	It	N/A	
	Cranioleuca erythropis	11000	0	Is	N/A	

	Lepidocolaptes lacrymiger	11000	0	It	N/A
	Synallaxis azarae	2500	410	Is	N/A
	Xenops rutilans	11000	0	It	N/A
	Xiphocolaptes promeropirhynchus	11000	0	It	N/A
Cotingidae	Pipreola riefferii	11000	0	Far	N/A
Tyrannidae	Camptostoma obsoletum	2700	410	Ia	N/A
	Contopus sp	11000	0	Ia	N/A
	Contopus virens*	11000	0	Ia	N/A
	Elaenia flavogaster	9200	100	Ia	N/A
	Elaenia frantzii	11000	0	Ia	N/A
	Leptopogon rufipectus	11000	0	Ia	N/A
	Leptopogon superciliaris	11000	0	Ia	N/A
	Myiarchus cephalotes	11000	0	Ia	N/A
	Myiodynastes chrysocephalus	11000	0	Ia	N/A
	Myiozetetes cayanensis	11000	0	Ia	N/A
	Pitangus sulphuratus	1400	655	Ia	N/A
	Pyrocephalus rubinus	1400	655	Ia	N/A
	Pyrrhomyias cinnamomeus	11000	0	Ia	N/A
	Sayornis nigricans	11000	0	Ia	N/A
	Todirostrum cinereum	9200	100	Ia	N/A
	Tyrannus melancholicus	1000	655	Ia	N/A
	Tyrannus tyrannus*	11000	0	Ia	N/A
	Zimmerius chrysops	1400	655	Ia	N/A
Vireonidae	Pachysylvia semibrunnea	11000	0	Ia	N/A
	Vireo flavifrons*	11000	0	Ia	N/A
	Vireo leucophrys	1400	655	Ia	N/A
Corvidae	Cyanocorax yncas	11000	0	Ifar	N/A

Hirundinidae	Pygochelidon cyanoleuca	1400	655	Ia	N/A
Troglodytidae	Henicorhina leucophrys	11000	0	Is	N/A
	Pheugopedius mystacalis	11000	0	Is	N/A
	Troglodytes aedon	2700	655	Is	N/A
Turdidae	Catharus aurantiirostris	11000	0	Is	N/A
	Catharus ustulatus*	11000	0	Is	N/A
	Myadestes ralloides	11000	0	Is	N/A
	Turdus fuscater	1400	655	Is	N/A
	Turdus ignobilis	1400	655	Is	N/A
Fringillidae	Chlorophonia cyanea	11000	0	Far	N/A
	Euphonia cyanocephala	11000	0	Far	N/A
	Euphonia laniirostris	9200	100	Far	N/A
	Spinus psaltria	2400	655	Ge	N/A
	Spinus xanthogastrus	1400	655	Ge	N/A
Passerellidae	Chlorospingus flavopectus	11000	0	Ifar	N/A
Icteridae	Icterus chrysater	11000	0	Iar	N/A
	Molothrus bonariensis	1400	655	Is	N/A
Parulidae	Basileuterus tristriatus	11000	0	Iar	N/A
	Cardelina canadensis*	11000	0	Iar	N/A
	Mniotilta varia*	11000	0	Iar	N/A
	Myioborus miniatus	6500	410	Iar	N/A
	Myiothlypis coronata	11000	0	Iar	N/A
	Myiothlypis fulvicauda	11000	0	Iar	N/A
	Parkesia noveboracensis*	11000	0	Iar	N/A
	Setophaga fusca*	11000	0	Iar	N/A
	Setophaga pitiayumi	9200	100	Iar	N/A
Cardinalidae	Pheucticus ludovicianus*	11000	0	Ifar	N/A

Thraupidae	<i>Piranga flava</i>	2700	655	Ifar	N/A
	<i>Piranga rubra*</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Chlorophanes spiza</i>	11000	0	Ni	N/A
	<i>Coereba flaveola</i>	1400	655	Nec	N/A
	<i>Pipraeidea melanonota</i>	2400	655	Ifar	N/A
	<i>Ramphocelus flammigerus</i>	1400	655	Ifar	N/A
	<i>Saltator atripennis</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Saltator striatipectus</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Sicalis flaveola</i>	1000	655	Ge	N/A
	<i>Sporophila nigricollis</i>	1400	655	Ge	N/A
	<i>Stilpnia cyanicollis</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Stilpnia heinei</i>	1400	655	Ifar	N/A
	<i>Stilpnia vitriolina</i>	1400	655	Ifar	N/A
	<i>Tangara arthus</i>	6500	410	Ifar	N/A
	<i>Tangara gyrola</i>	1400	655	Ifar	N/A
	<i>Tangara heinei</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Tangara labradorides</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Tangara nigroviridis</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Tangara vitriolina</i>	11000	0	Ifar	N/A
	<i>Thraupis episcopus</i>	1400	655	Ifar	N/A
<i>Thraupis palmarum</i>	1400	655	Ifar	N/A	

3.2. Composición por zonas

Se evidenció una distribución diferencial de las especies en las zonas muestreadas (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.). Las zonas con mayor riqueza de especies fueron los tres ecoparques: Los Alcázares con 97 especies (11 órdenes, 28 familias y 74 géneros); Los

Yarumos con 88 especies (10 órdenes, 26 familias y 71 géneros), y el Bosque Popular El Prado con 82 especies (10 órdenes, 24 familias y 62 géneros).

Para las zonas urbanas, la mayor riqueza se observó en el Parque La Gotera con 41 especies, Parque de Palermo con 31, Parque del Agua con 26 y Parque de la Estrella con 24. En los parques El Cable, Villa Café y Los Rosales se registraron 20 especies, en el Parque de la Mujer 15 especies, Plaza Ernesto Gutierrez 14, Parque Bellavista 9, Plaza Alfonso López 7 y Parque de Mabe 5 especies.

Las curvas de rarefacción alcanzaron la asíntota, lo cual demuestra una alta representatividad del muestreo con base en los estimadores Chao 1, Chao 2, ACE y Shannon H. Los parques más pequeños y alejados del bosque alcanzaron la asíntota rápidamente, en las primeras 5 repeticiones. En el caso de parques más grandes en especial los ecoparques, se requirió de un mayor esfuerzo de muestreo alcanzando la asíntota posterior a las 10 repeticiones.

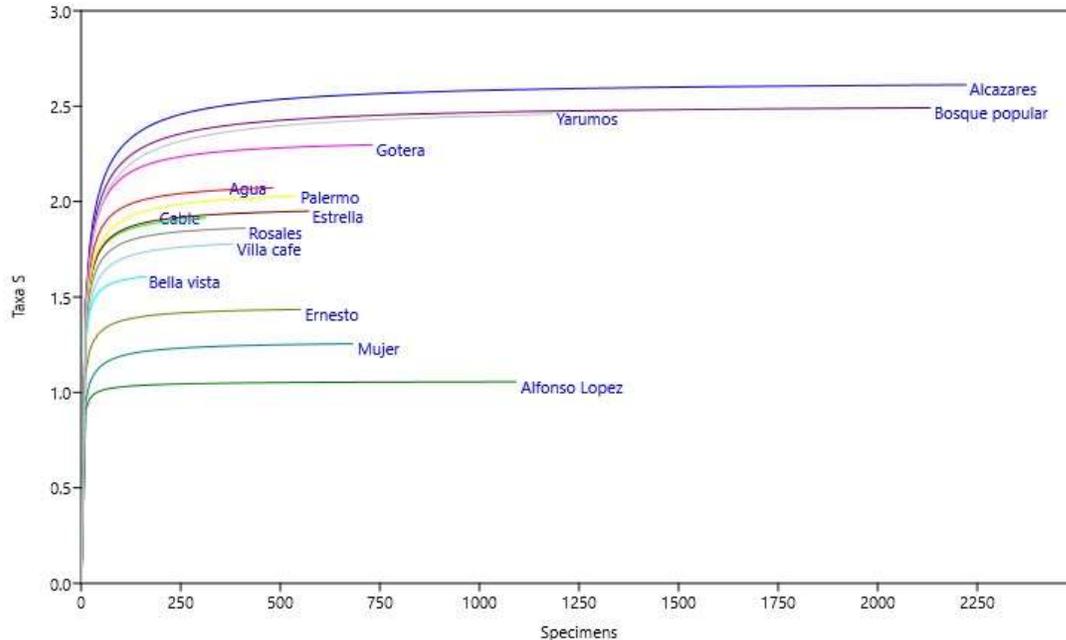
Las familias más asociadas al bosque fueron: Cracidae, Strigidae, Bucconidae, Capitonidae, Psittacidae, Thamnophilidae, Grallariidae, Rhinocryptidae, Cotingidae, Corvidae, Passerellidae e Icteridae registradas exclusivamente en los ecoparques. Furnariidae, solo se registró en los ecoparques, a excepción de *Synallaxis azarae*, que contó con registros en el parque del Agua y Vireonidae que solo se registró en ecoparques a excepción de *Vireo leucophrys*, registrado en parques pequeños y alejados del bosque. Lo mismo sucede con Trogloditidae, registrada en su mayoría en los ecoparques, pero con una única especie de amplia distribución: *Troglodytes aedon*. Accipitridae estuvo limitada a áreas grandes cercanas al bosque y se registró en los ecoparques y el Parque de Palermo, al igual que Rhamphastidae, registrada en los ecoparques y el Parque La Gotera. De Cuculidae, *Piaya cayana* sólo se registró en los ecoparques, mientras que *Crotophaga anii* estuvo presente solamente en un parque urbano, pero con un área considerable (9200 m²) y una distancia de solo 100 m al bosque. Picidae y Parulidae sólo se registraron en parques con áreas mayores a 6500 m² y distancias considerables al bosque (0-410 m).

Respecto a la abundancia, dada la alta riqueza de especies de los ecoparques, fue allí donde ocurrieron también mayor número de registros individuales así: Los Alcázares 1116, Bosque Popular El Prado 1072, y Los Yarumos 596 individuos. Dentro de las zonas urbanas se destaca

la gran cantidad de individuos en el Parque Alfonso López (554) y Parque de La Mujer (348) donde se registraron altos valores de abundancia para *Columba livia* con 536 y 260 individuos respectivamente.

En las curvas de rarefacción individuales las líneas de tendencia de los estimadores ACE, Chao-1 y Chao-2 exhibieron un comportamiento asintótico, mostrando una conducta análoga con respecto a la riqueza estimada (141 spp.), lo que sugiere suficiente representatividad en el muestreo. En la curva de rarefacción grupal con el estimador Shannon H, en la cual se incluyeron tanto ecoparques como parques urbanos se observó el mismo comportamiento asintótico, corroborando lo anterior. Con respecto a las especies únicas (Singletons) y dobles (Doubletons) en los tres ecoparques los estimadores no llegan superponerse, y los valores para Singletons fueron mayores, lo cual destaca la presencia de varias especies con registros únicos.

Figura 1. Curva de rarefacción para el conglomerado de parques urbanos y ecoparques con base en el estimador Shannon H. Allí se contrastan la riqueza de especies (y) en cada zona con la abundancia de las mimas (x)

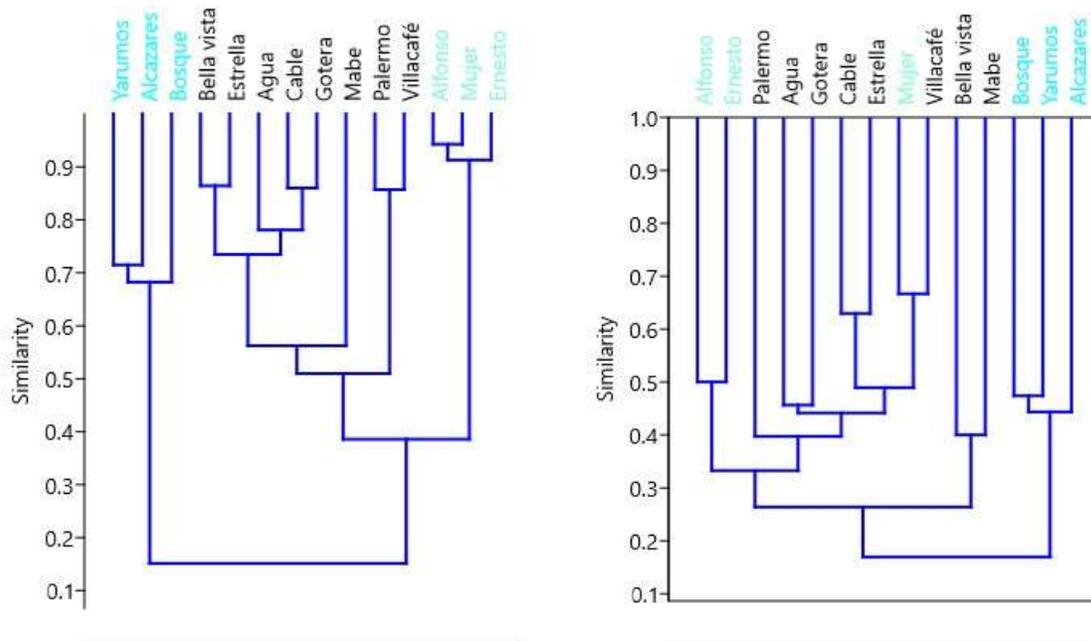


El análisis de agrupamiento según el índice de Cosine arrojó tres grupos conformados por:

- i. Ecoparques Los Yarumos, Los Alcázares y Bosque Popular El Prado
- ii. Parque de La Mujer, Plaza Ernesto Gutierrez y Plaza Alfonso López
- iii. Todos los demás.

El análisis de agrupamiento según el índice de Jaccard arrojó resultados similares, sin embargo, excluye al Parque de La Mujer del grupo ii. y lo agrupó con todos los demás.

Figura 2. Análisis de agrupamiento entre los parques urbanos (Bellavista, La Estrella, Del Agua, El Cable, La Gotera, Mabe, de Palermo, Villacafé, Plaza Alfonso López, de La Mujer y Ernesto Gutiérrez) y los ecoparques (Bosque Popular El Prado, Los Alcázares y Los Yarumos). A. Según el índice de Cosine B. Según el índice de Jaccard



3.3. Gremios tróficos

Se obtuvieron un total de 16 gremios tróficos. Los gremios registrados son:

1. **Carroñero (Ca) 1 especie:** Los carroñeros estuvieron presentes en todas las zonas muestreadas a excepción del parque Bellavista. Este gremio estuvo representado por una única familia: Cathartidae y una especie (*Coragyps atratus*).
2. **Rapaz (Ra) 8 especies:** Las aves rapaces estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en los parques Ernesto Gutierrez, Cable y Agua. Este gremio estuvo representado por tres familias: Accipitridae (4 spp.), Falconidae (2 spp.: *Falco sparverius* y *Milvago chimachima*) y Strigidae (2 spp.: *Pulsatrix perspicillata* y *Asio stygius*).
3. **Frugívoro arbóreo (Far) 11 especies:** Estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en los parques Palermo y Estrella. Este gremio estuvo representado por cinco familias: Columbidae (2 spp.: *Patagioenas cayenensis*, *P. fasciata*), Cotingidae (1 sp.: *Pipreola riefferii*), Fringillidae (3 spp.: *Euphonia laniirostris*, *Chlorophonia cyanocephala* y *C. cyanea*), Cracidae (2 spp.: *Chamaepetes Guodotti* y *Ortalis columbiana*) y Psittacidae (2 spp.: *Pionus menstruus* y *P. chalcopterus*).
4. **Granívoro estrato herbáceo (Ge) 3 especies:** Estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en los parques Agua, Ernesto Gutierrez, Estrella, Gotera y Villacafé. Este gremio estuvo representado por dos familias: Fringillidae (2 spp.: *Spinus psaltria* y *S. xantogastrus*) y Thraupidae (1 sp.: *Sporophila nigricollis*).
5. **Granívoro terrestre (Gt) 1 especie:** Estuvieron presentes en todas las zonas muestreadas. Este gremio estuvo representado por una única familia: Columbidae (1 sp.: *Zenaida auriculata*).
6. **Insectívoro aéreo (Ia) 21 especies:** Estuvieron presentes en todas las zonas muestreadas. Este gremio estuvo representado por tres familias: Tyrannidae (17 spp.), Hirundinidae (1 sp.: *Pygochelydon cyanoleuca*) y Vireonidae (3 spp.: *Vireo leucophrys*, *V. flavifrons* y *Pachysylvia semibrunnea*)

7. **Insectívoro arbóreo (Iar) 14 especies:** Estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en los parques Agua, Gotera, Mujer y Villacafé. Este gremio estuvo representado por cinco familias: Parulidae (9 spp.), Cuculidae (2 spp.: *C. anii* y *P. cayana*), Icteridae (1 sp.: *I. crhysater*), Bucconidae (*Malacoptila mystacalis*) y Momotidae (1 sp.: *Momotus aequatorialis*).
8. **Insectívoro consumidor de invertebrados acuáticos (Li) 2 especies:** Estuvieron presentes en los ecoparques Alcázares y Bosque Popular El Prado, además se registraron en los parques La Gotera, Palermo y Villacafé. Este gremio estuvo representado por dos familias: Treskiornitidae (1 sp.: *Phimosus infuscatus*) y Ardeidae (1 sp.: *Bubulcus ibis*).
9. **Insectívoro estrato herbáceo (Ie) 4 especies:** Estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en los parques La Gotera y Villacafé. Este gremio estuvo representado por dos familias: Charadriidae (1 sp.: *Vanellus chilensis*), Emberizidae (2 spp.: *Arremon brunneinucha* y *Atlapetes albinucha*).
10. **Insectívoro Frugívoro arbóreo (Ifar) 20 especies:** Estuvieron presentes en todas las zonas muestreadas excepto en el parque de Mabe y la Plaza Alfonso López. Este gremio estuvo representado por cinco familias: Thraupidae (14 spp.), Cardinalidae (3 spp.: *Pheucticus ludovicianus*, *Piranga rubra* y *P. flava*), Capitonidae (1 sp.: *Eubucco bourcierii*), Corvidae (1 sp.: *Cyanocorax yncas*), y Emberizidae (1 sp.: *Chlorospingus flavopectus*).
11. **Insectívoro sotobosque (Is) 18 especies:** Estuvieron presentes en todas las zonas muestreadas excepto Mabe. Este gremio estuvo representado por siete familias: Turdidae (5 spp.), Furnariidae (3 spp.: *Synallaxis azarae*, *Cranioleuca erythropus* y *Anabacerthia striaticollis*), Grallaridae (2 spp.: *Grallaria guatimalensis* y *G. ruficapilla*), Icteridae (1 sp.: *Molothrus bonariensis*), Rhinocryptidae (2 spp.: *Scytalopus atratus* y *S. spillmani*), Thamnophilidae (2 spp.: *Thamnophilus multistriatus* y *Cercromacroides parkeri*) y Troglodytidae (3 spp.: *Henicorhina leucophrys*, *Pheugopedius mystacalis* y *Troglodytes aedon*).
12. **Insectívoros troncos (It) 9 especies:** Estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en Agua, Gotera y Palermo. Este gremio estuvo representado por dos familias: Furnariidae (4 spp.) y Picidae (5 spp.).

13. **Nectarívoro (Nec) 1 especie:** Estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en Gotera, Rosales, Palermo y Estrella. Este gremio estuvo representado por una única familia: Thraupidae (1 sp.: *Coereba flaveola*)
14. **Nectarívoro insectívoro (Ni) 14 especies:** Estuvieron presentes en todas las zonas muestreadas excepto Alfonso López y Ernesto Gutierrez. Este gremio estuvo representado por dos familias: Trochilidae (13 spp.) y Thraupidae (1 sp.: *Chlorophanes spiza*).
15. **Omnívoro arbóreo (Oar) 2 especies:** Estuvieron presentes en los tres ecoparques, además se registraron en Gotera. Este gremio estuvo representado por una única familia: Rhamphastidae (2 spp.: *Aulacorhynchus albivitta* y *A. haematopygus*).
16. **Omnívoro terrestre (Ot) 3 especies:** Estuvieron presentes en todas las zonas muestreadas. Este gremio estuvo representado por dos familias: Columbidae (2 spp.: *Columba livia* y *Columbina talpacoti*) y Emberizidae (1 sp.: *Zonotrichia capensis*).

En total, los gremios con mayor cantidad de especies fueron Ia (21 spp.), Ifar (20 spp.), Is (18 spp.) y Iar (13 spp.). Los gremios con menor cantidad de especies fueron Li (2 spp.), Ca (1 spp.), Gt (1 spp.), y Nec (1 sp.). Los gremios más abundantes dentro del ensamblaje de aves estudiado fueron Ot con 1564 registros, Ia con 1148, Ifar con 639 y Is con 605. Los más escasos en términos de abundancias fueron Oar (27), Far (53), Nec (54) y Ra (71).

3.4. Efecto del área y la distancia al bosque sobre la diversidad

Aplicando el modelo lineal se encontró que el efecto del área sobre la riqueza y diversidad de gremios tróficos fue significativo ($p: 0,000168$), lo cual prueba que la riqueza de aves y diversidad de gremios tróficos disminuye de forma significativa conforme el área de los parques es más pequeña. Por otro lado, la riqueza y diversidad de gremios tróficos disminuyeron de forma significativa conforme la distancia al bosque aumentó ($p: 0,008$). Esto demuestra que a medida que los parches de vegetación (parques) se encuentran más aislados del bosque, la diversidad de especies y gremios tróficos decrece.

En cuanto a las familias con mayor número de especies, hubo una mayor diversidad en zonas con áreas grandes y distancias bajas al bosque. Sin embargo, para Trochilidae (13 spp) especies

como *Colibri coruscans*, *C. cyanotus*, *Saucerottia saucerottei* y *Uranomitra franciae*, también estuvieron presentes en zonas con áreas pequeñas y distancias considerables al bosque. Similar situación ocurre con Thraupidae (19 spp) donde diez de ellas también se registraron en zonas con áreas pequeñas y distancias considerables al bosque, en especial los granívoros; y Tyrannidae (18 spp), para la cual, *Camptostoma obsoletum*, *Pitangus sulphuratus*, *Pyrocephalus rubinus*, *Tyrannus melancholicus* y *Zimmerius chrysops*, también estuvieron presentes en zonas con áreas pequeñas y distancias considerables al bosque.

En Turdidae, los géneros *Catharus* y *Myiadestes* estuvieron asociados a áreas grandes y distancias bajas al bosque, mientras que *Turdus* no se vio limitado en su distribución por estas variables. En Fringilidae, solo *Chlorophonia* se mantuvo en áreas grandes cercanas al bosque. Picidae, Cardinalidae y Parulidae sólo se registraron en parques con áreas mayores a 4100 m² (Grandes), sin embargo, no se vieron muy limitadas por el aislamiento, encontrándose en parques con distancias al bosque superiores a los 410 m. Momotidae, Falconidae, Hirundinidae, estuvieron presentes tanto en áreas grandes y cercanas al bosque como áreas pequeñas y alejadas. Columbidae, y en especial *Zenaida auriculata* tuvo registros en todos los parques, abarcando el gradiente completo de área y distancia al bosque. La paloma doméstica, *Columba livia*, solo se registró en zonas urbanas independiente del área y la distancia al bosque.

4. Discusión

Los resultados confirman que los parques urbanos de la ciudad de Manizales requieren de estrategias de conectividad ya que, las especies documentadas generalmente en dichos sitios (y a medida que se alejan de bosques periurbanos) corresponden a especies de amplia distribución (e.g., *Tyrannus melancholicus*, *Zonotrichia capensis*, *Sicalis flaveola*, *Zenaida auriculata*, *Columbina talpacoti* *Colibri coruscans*, *Troglodyteas aedon*, *Turdus fuscater*) (Berget, C. 2006; Muñoz & Fierro-Calderon 2007; Londoño-Betancourth, 2011; Totaitive & Gutiérrez 2018; Agudelo et al. 2021) o exóticas como la paloma doméstica, *Columba livia* (Pardo-Rincón 2018; Totaitive & Gutiérrez 2018). Estas especies prefieren estar cerca del hombre en patios de casas, jardines, parques, bordes de potreros y cultivos, humedales y rastrojos (ABO, 2000). Las especies registradas en el presente estudio corresponden al 7,22 % de las 1.954 especies reportadas para Colombia (Asociación Colombiana de Ornitología, 2020) y aproximadamente el 26,11 % de especies reportadas para el municipio de Manizales con 540 documentadas para el 2010 (Fierro-Calderón, 2010). Al igual que en otros sectores del Neotrópico, los Passeriformes y las familias Thraupidae, Tyrannidae y Trochilidae son típicamente los taxones más diversos en los ensamblajes de aves (Palacios et Al. 2022; Agudelo et al. 2021; Aguilera et al. 2018; Totaitive & Gutiérrez 2018; Peña-Nuñez & Claros-Morales 2016; Valencia & Cruz 2010). De hecho, esta conformación del ensamblaje de aves en el área de estudio concuerda con estudios previos en el municipio y en Colombia (Velherst 2001; Fierro-Calderón 2010).

La riqueza de especies detectadas indica que los ecoparques muestreados, y sus áreas aledañas, así como los parques urbanos son zonas muy importantes como hábitat para la avifauna del municipio. Sin embargo, como se mencionó previamente y debido al recambio y desaparición de especies en zonas más urbanizadas, se debe propender a generar la conectividad necesaria entre estas áreas para el desplazamiento de las especies. Por otro lado, algunas especies se encuentran muy asociadas al interior de bosque y el bosque maduro (e.g., *Haplopaedia aureliae*, *Geranoetus albicaudatus*, *Accipiter striatus*, *Asio stygius*, *Pulsatrix perspicillata*, *Picumnus granadensis*, *Cercomacroides parkeri*, *Grallaria guatemalensis*, *G. ruficapilla*, *Scytalopus atratus*, *S. spillmanni*, *Campylorhamphus pusillus*, *Chlorophonia cyanea*) y registrarles incluso en zonas periurbanas es una cuestión ocasional (Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2020). La

mayoría de ellas fueron registradas en los ecoparques, o parques de gran tamaño con especial cercanía a la periferia como Palermo y Gotera. Por ende, dichas especies son susceptibles a los cambios en el entorno, como la urbanización y la fragmentación del hábitat. Inclusive con el tiempo podrían desaparecer localmente de los ecoparques por su baja abundancia y por ser de rango restringido y especialistas de bosques (Shahabuddin & Kumar, 2006; Leyequién et al. 2014). Esto último limita sus ocurrencias en territorios urbanos y periurbanos dado que los ambientes menos degradados mantienen especies y gremios muy sensibles a la perturbación antrópica, mientras que los más alterados presentan mayores abundancias de especies y gremios considerados poco sensibles a la perturbación humana o generalistas (O'Connell et al., 2000).

La mayoría de las especies fueron registradas al menos en uno de los bosques periurbanos además de las zonas urbanas a excepción de seis: *Falco sparverius*, *Adelomyia melanogenys* y *Euphonia lanirostris* con un solo registro en Palermo. *Pipraeidea melanonota* registrada dos veces en la Gotera y Villacafé y *Columba livia* con múltiples registros en todos los parques urbanos a excepción de Mabe y Villacafé. Esto demuestra que los hábitats forestales aislados, en nuestro caso, los parques urbanos de Manizales pueden albergar una submuestra de los organismos de los bosques continuos (un subconjunto anidado de conjuntos del bosque), y exhiben un patrón de especies anidadas (Lomolino 1996; Mcabendroth et al. 2005; Ulrich et al. 2009). Además, especies de las familias Cracidae, Strigidae, Bucconidae, Capitonidae, Psittacidae, Thamnophilidae, Grallariidae, Rhinocryptidae, Cotingidae, Corvidae, Passerellidae e Icteridae, se encuentran únicamente en los ecoparques. Esto puede traducirse en que estas especies necesitan espacios más conservados para subsistir y son altamente sensibles a los cambios en su entorno (O'Connell et al. 2000; Eisermann 2006; Renjifo et al. 2014; Cediél & Lozano-Florez 2020; Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2020) y, por ende, presentan una tendencia a desaparecer dentro de la matriz urbana.

Paralelamente, las áreas boscosas ubicadas dentro y alrededor del tejido urbano, constituyen las únicas posibilidades de conservación para especies que pueden tolerar la intervención humana, pero dependen de sitios boscosos para refugiarse, anidar y buscar alimento (Restrepo et al., 2015). Solo dos especies se registraron en todas las zonas tanto periféricas como urbanas muestreadas: *Tyrannus melancholicus* y *Zenaida auriculata*, contando así con el rango más amplio en cuanto a área de bosque necesaria para subsistir y capacidad de adentrarse en la matriz

urbana. Similar a ello *Coragyps atratus*, *Colibri coruscans*, *Pygochelidon cyanoleuca*, *Turdus ignobilis*, *Molothrus bonariensis* y *Sicalis flaveola* estuvieron presentes en al menos 12 de las 15 zonas monitoreadas. Esto indica que dichas especies no sólo cuentan con una amplia capacidad de dispersión, sino que se encuentran incluso más asociadas a ecosistemas urbanos que a zonas conservadas (Totaitive & Gutiérrez 2018; Agudelo et al. 2021).

Las especies endémicas y amenazadas proporcionan información sobre sitios prioritarios para su conservación (Bencke et al., 2006) ya que generalmente son sensibles a las modificaciones del hábitat y su presencia puede ser una indicadora de alta integridad y calidad ambiental (e.g. Ribon et al. 2003; Anjos et al. 2009; Alexandrino et al., 2017). En nuestro caso, todas las especies endémicas fueron registradas exclusivamente en los ecoparques, lo que resalta el papel de estas áreas para su conservación.

El efecto negativo de la distancia al bosque sobre la diversidad de aves en el municipio de Manizales es un claro ejemplo de la importancia de mantener la conectividad entre parches urbanos y periurbanos. Según Calvachi (2003) el aislamiento de las especies las afecta a lo largo del tiempo, pues se generan problemas endogámicos en estas poblaciones pequeñas y aisladas reproductivamente. El grupo ii, conformado por Parque de la Mujer, Plaza Ernesto Gutierrez y Plaza Alfonso López presentaron una asociación en los índices de similitud, y de acuerdo al biplot del PCA, esta asociación corresponde a semejanzas en la abundancia de la paloma doméstica *Columba livia*. Varios de los individuos registrados presentaron malformaciones, posiblemente producto de la alta tasa de endogamia o diversas enfermedades adquiridas por las condiciones de salubridad de las zonas donde se alimentan. Esto demuestra las consecuencias de la urbanización sobre la fauna incluyen el empobrecimiento y la homogeneización de la riqueza de especies (McKinney 2006; Shochat et al. 2006).

El análisis de Jaccard no toma en cuenta las abundancias, mientras que el análisis de Cosine si lo hace. (Manzano & Jimenez, 2017). El cambio del parque de la mujer del grupo ii al grupo iii puede explicarse porque hubo una gran cantidad de individuos de *Columba livia* en este parque. Esto sugiere que tanto la cantidad de especies como la abundancia de las mismas soportan, en su mayoría, las agrupaciones i, ii y iii.

Con los resultados de esta investigación se pueden establecer dos límites para cada una de las especies incluidas en el muestreo. El primero (Área mínima del parque), relacionado con el área del parche de bosque, nos habla de cuál es el límite mínimo de tamaño de parche que necesita la especie para estar presente dentro de una matriz urbana. El segundo (Distancia máxima al bosque) tiene que ver con la distancia máxima que una especie puede alejarse del bosque, adentrándose a la matriz urbana. Ambos límites guardan una estrecha relación con la tolerancia de las especies a la urbanización, que en ocasiones está determinado por el gremio trófico al que pertenecen. Especies muy tolerantes, con una alta cantidad de individuos en parques pequeños y/o alejados del bosque tienen una dieta Omnívora como *Columba livia*, y *Columbina talpacoti*, o granívora como *Zonotrichia capensis* y *Sicalis flaveola*. Acorde con estudios previos en el país (Pardo-Rincón 2018; Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2020), estas especies tienen una alta capacidad para desarrollarse en diferentes tipos de ambientes y pueden hacer uso de diferentes recursos de acuerdo con su disponibilidad (Londoño-Betancourth, 2011). Estos hábitos les permiten conseguir fácilmente alimento a partir de basuras, residuos e incluso personas que les alimentan (Totaitive & Gutiérrez, 2018) lo cual provoca un crecimiento desproporcionado de las poblaciones que no cuentan con un depredador natural que pueda controlar esta cantidad de individuos (Salas-Correa & Mancera-Rodríguez 2020)

En Manizales la distancia de un lado a otro del casco urbano es relativamente corta en comparación con otras ciudades con mayores áreas urbanizadas. Sin embargo, hubo un fuerte efecto de la distancia al bosque sobre la composición de especies. Por ello, se recomienda replicar el estudio en una matriz urbana que permita analizar los cambios en la composición del ensamblaje de aves en un mayor gradiente de aislamiento.

5. Conclusiones

Tanto la reducción en el área de los parques urbanos como el aumento de su distancia al bosque periurbano hacen que la diversidad de aves en Manizales se reduzca y especies generalistas (incluyendo una especie exótica) eleven su número de individuos a tal punto que pueden llegar a ejercer una amplia dominancia sobre las demás.

La riqueza de especies detectada indica que los bosques periurbanos (ecoparques) y sus áreas aledañas, así como los parques urbanos son zonas muy importantes como hábitat para la avifauna del municipio. Sin embargo, debido al recambio y desaparición de especies en zonas más urbanizadas, se debe propender a generar la conectividad necesaria entre estas áreas para el desplazamiento de las especies

6. Referencias

- Agudelo-Rendón, D., Rendón-Gutiérrez, N., Cadavid-Ramírez, A. C., Choperena-Palencia, M. C., Arias-Monsalve, C. S., & Gómez, D. A. (2021). Composición del ensamblaje de aves en una zona periurbana de Medellín, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA*, 13(1), e782-e782.
- Aguilera-Arrieta, D., Durango Severiche, R., Carrero Sarmiento, D., Ballut Dajud, G., & Solano Flórez, L. (2018). Aves asociadas a un bosque de galería inmerso en un paisaje modificado en el departamento de Sucre, Colombia. *Revista de Ciencias*, 22(1), 11-27.
- Alexandrino, E. R., Buechley, E. R., Karr, J. R., de Barros, K. M. P. M., de Barros Ferraz, S. F., do Couto, H. T. Z., & Şekercioglu, C. H. (2017). Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. *Ecological Indicators*, 73, 662-675.
- Anjos, L. D., Bochio, G. M., Campos, J. V., McCrate, G. B., & Palomino, F. (2009). Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(1), 28-36.
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., & Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 11(3), 693-705.
- Asociación Bogotana de Ornitología (ABO). (2000). Aves de la Sabana de Bogotá, guía de campo. Bogotá: ABO, CAR.
- Asociación Colombiana de Ornitología (ACO). 2020. Aves de Caldas. *Revista Ornitología Colombiana*.
- Ayerbe-Quiñones, F. (2018). Guía ilustrada de la avifauna colombiana. Bogotá: Wildlife Conservation Society. 212 pp.

- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Bencke, G. A., Mauricio, G. N., Develey, P. F., & Goerck, J. M. (2006). Áreas importantes para a Conservação das aves no Brasil: parte 1, estados do domínio da Mata Atlântica. São Paulo, Brasil.
- Berget, C. (2006). Efecto del tamaño y de la cobertura vegetal de parques urbanos en la riqueza y diversidad de la avifauna de Bogotá, Colombia. *Gestión y ambiente*, 9(2), 45-60.
- Botero, J. E., Lentijo, G. M., López, A. M., Castellanos, O., Aristizábal, C., Franco, N., & Arbeláez, D. (2005). Adiciones a la lista de aves del municipio de Manizales. *Boletín SAO*.
- Botero, J., Verhelst, J. C., Orrego, O., Pfeifer, A. M., Rodríguez, J. C., López, J. A., & Franco, V. M. (2001). La biodiversidad del municipio de Manizales: inventario y diagnóstico del patrimonio biótico. Centro Nacional de Investigaciones del Café, CENICAFÉ. 214pp.
- Braun, G., Mutke, J., Reder, A., & Barthlott, W. (2019). Biotope patterns, phytodiversity and forestline in the Andes, based on GIS and remote sensing data. *Mountain Biodiversity* 1(15), 75-89.
- Calvachi, B. (2003). La fauna de los humedales de Bogotá y la Sabana. *Los humedales de Bogotá y la Sabana*, 1, 109-140.
- Carpintero, S., & Reyes-López, J. (2014). Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain. *Entomological Science*, 17(1), 41-51. <https://doi.org/10.1111/ens.12027>
- Castaño, G. (2001). Evaluación de la avifauna asociada a humedales costeros de la Guajira con fines de conservación. *Crónica forestal y del medio ambiente*, 16(1), 5-33.
- Chaparro-Herrera, S., Echeverry-Galvis, M. Á., Córdoba-Córdoba, S., & Sua-Becerra, A. (2013). Listado actualizado de las aves endémicas y casi-endémicas de Colombia. *Biota colombiana*, 14(2), 235-272.
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning*, 74(1), 46-69.

- Colwell, R. K. (2009). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application. <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Corporación Autónoma Regional de Caldas (Corpocaldas). (2007). Plan de acción trienal (PAT) 2007-2009. Manizales, Colombia.
- Daniels, G. D. & Kirkpatrick, J. B. (2006). Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia?. *Biological conservation*, 133(3), 326-335.
- Davies, Z. G., Fuller, R. A., Loram, A., Irvine, K. N., Sims, V., & Gaston, K. J. (2009). A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. *Biological Conservation*, 142(4), 761-771. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.016>
- Dickman, C. R. (1987). Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology*, 337-351.
- Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., Primm, S. A., Bookbinder, M. P., & Ledec, G. (1995). Una evaluación del estado de conservación de las eco-regiones terrestres de América Latina y el Caribe. *World Wildlife Fund*, 135. Washington, DC, USA: Banco Mundial.
- Eisermann, K. (2006). Conserving Cracids: The most threatened family of birds in the Americas. *Boletín de la Sociedad Guatemalteca de Ornitología*, 3, 42.
- Escobar, D. & Moncada C. (2020). Asociaciones Público Privadas asociadas al Ecoparque Selva Húmeda Tropical Los Yarumos. Analizando los factores de éxito y las lecciones aprendidas del caso: Manizales, Colombia. *Revista Espacios*, 41(01).
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., & Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, ecosystems y environment*, 114(2-4), 369-386.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fernandez-Juricic, E. & Jokimäki, J. (2001). A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity y Conservation*, 10(12), 2023-2043.

- Fierro-Calderón, E. & Eusse, D. (2010). Estado de conocimiento de las aves del departamento de Caldas: Prioridades de conservación y vacíos de información. *Asociación Calidris*. Cali, Colombia. <https://www.researchgate.net/publication/293817337>
- Friedrich, R. & Philpott, S. M. (2009). Nest-site limitation and nesting resources of ants (Hymenoptera: Formicidae) in urban green spaces. *Environmental Entomology*, 38(3), 600-607.
- Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2007) Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, 3, 390–394. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149>
- Gaston, K. J., Smith, R. M., Thompson, K., & Warren, P. H. (2005). Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity y Conservation*, 14(2), 395-413. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-6066-x>
- Gómez, D., Orozco, K., Cardona, F., Pineda, M., Bedoya, M. L. & Ocampo, D. (2020). Avifauna del Parque Nacional Natural Selva de Florencia (Samaná, Caldas, Colombia): nuevos registros y ampliaciones de distribución. *Biota Colombiana*, 21(2), 40-71.
- González-García, A., Belliure, J., Gómez-Sal, A. & Dávila, P. (2009). The role of urban greenspaces in fauna conservation: the case of the iguana *Ctenosaura similis* in the ‘patios’ of León city, Nicaragua. *Biodiversity and Conservation*, 18(7), 1909-1920. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9564-4>
- Goulart, F. F., Takahashi, F. S., Rodrigues, M., Machado, R. B. & Soares-Filho, B. (2015). Where matrix quality most matters? Using connectivity models to assess effectiveness of matrix conversion in the Atlantic Forest. *Natureza y Conservação*, 13(1), 47-53. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.03.003>
- Grau, H. R. & Aide, M. (2008). Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and society*, 13(6).
- Hilty, S. L. & Brown, W. L. (2001). Guía de las Aves de Colombia. American Bird Conservancy, Imprelibros S. A., Princeton Polychrome Press. 1030 pp.

- Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. 2001. PAST: paquete de programas de estadística paleontológica para enseñanza y análisis de datos. *Palaeontol. Electrón*, 4(1):4.
- Holdridge, L. R. (1967). *Life Zone Ecology*. San Jose, Costa Rica: Tropical Science Center.
- IUCN 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>
- Karmalkar, A. V., Bradley, R. S. & Diaz, H. F. (2008). Climate change scenario for Costa Rican montane forests. *Geophysical Research Letters*, 35(11). <https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1029%2F2008GL033940>
- Kattan, G. H., Franco, P., Saavedra-Rodríguez, C.A., Valderrama, C., Rojas, V., Osorio, D. & Martínez, J. (2006). Spatial components of bird diversity in the Andes of Colombia: implications for designing a regional reserve system. *Conservation Biology*, 20(4):1203-1211.
- Koh, L. P. & Sodhi, N. S. (2004). Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications*, 14(6), 1695-1708. <https://doi.org/10.1890/03-5269>
- Leitao, A. B. & Ahern, J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and urban planning*, 59(2), 65-93.
- Lentijo, G. & Botero, J. E. (2013). La avifauna de localidades cafeteras de los municipios de Manizales y Palestina, departamento de Caldas, Colombia. *Boletín Museo de Historia Natural de la Universidad de Caldas*, 17(1), 111-128. [http://190.15.17.25/boletincientifico/downloads/Boletin\(17\)1_11.pdf](http://190.15.17.25/boletincientifico/downloads/Boletin(17)1_11.pdf)
- Leyequién, E., Hernández-Stefanoni, J. L., Santamaría-Rivero, W., Dupuy-Rada, J. M. & Chable-Santos, J. B. (2014). Effects of tropical successional forests on bird feeding guilds. In *Designing Low Carbon Societies in Landscapes*. Springer, Tokyo: *Ecological Research Monographs*, 177-202.
- Lomolino, M. V. (1996). Investigating causality of nestedness of insular communities: selective immigrations or extinctions?. *Journal of biogeography*, 23(5), 699-703. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.1996.tb00030.x>

- Londoño-Betancourth, J. C. (2011). Una mirada a la diversidad ornitológica de Pereira. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 15(1), 84-103.
- Lozano-Zambrano, F. H. (2009). Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. Bogotá, D. C.
- Lozano-Zambrano, F. H., Vargas-Franco, A. M., Aristizabal, S. L., Mendoza-Sabogal, J. E., Vargas, W., Renjifo, L. M., Jimenez, E., Caycedo, P. C. & Ramirez, D. P. (2009). Planeación del paisaje rural: un aporte metodológico para la conservación de la biodiversidad, 13 – 27
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton University. *Press. Princeton, NJ*, 203.
- Mahan, C. G. & O'Connell, T. J. (2005). Small mammal use of suburban and urban parks in central Pennsylvania. *Northeastern Naturalist*, 12(3), 307-314.
- Majer, J. & Brown, K. (1986). The effects of urbanization on the ant fauna of the Swan Coastal Plain near Perth, Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 69(1), 13-17.
- McAbendroth, L., Foggo, A., Rundle, S. D. & Bilton, D. T. (2005). Unravelling nestedness and spatial pattern in pond assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 41-49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2004.00895.x>
- McDonald, R. I., Kareiva, P. & Forman, R. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological conservation*, 141(6), 1695-1703.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.
- McNish, T., Styles, G. & Garces, D. (1992). Aves del Llano, Santafé, Bogotá. Villegas Editores. 95p
- Mejía, F. (2008). Apuntes sobre el clima en la ciudad de Manizales. Instituto de Estudios Ambientales (IDEA). *Boletín Ambiental*, 68(7), 2-5.

- Muñoz, M. C., Fierro-Calderón, K. & Rivera-Gutierrez, H. F. (2007). Las aves del campus de la Universidad del Valle, una isla verde urbana en Cali, Colombia. *Ornitología Colombiana*, 5(5), 5-20.
- Naughton-Treves, L., Holland, M. B. & Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Environment Resources*, 30, 219-252. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.164507>
- O'Connell, T. J., Jackson, L. E. & Brooks, R. P. (2000). Bird guilds as indicators of ecological condition in the central Appalachians. *Ecological Applications*, 10(6), 1706-1721.
- Oliver, A. J., Hong-Wa, C., Devonshire, J., Olea, K. R., Rivas, G. F. & Gahl, M. K. (2011). Avifauna richness enhanced in large, isolated urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 102(4), 215-225.
- Pacheco, R. & Vasconcelos, H. L. (2007). Invertebrate conservation in urban areas: ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 193-199. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.004>
- Palacios-Palacios, I., Flórez-Yepes, G. Y. & Cuesta-Ríos, E. Y. (2022). Cambios en la comunidad de aves durante la sucesión natural, en áreas mineras auríferas abandonadas, municipio de Condoto (Chocó), Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 26(1), 85-98.
- Pardo-Rincón, S. D. (2018). Influencia de la urbanización sobre la diversidad de aves de tres zonas en la ciudad de Bogotá, Colombia. Repositorio institucional Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Patterson, B. D. & Atmar, W. (1986). Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological journal of the Linnean society*, 28(1-2), 65-82. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1986.tb01749.x>
- Peña-Nuñez, J. L. & Claros-Morales, A. F. (2016). Estudio preliminar de la avifauna en el campus de la Universidad de la Amazonia, en Florencia, Caquetá, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 6(1), 85-92.

- Ramos, V. A. (1999). Plate tectonic setting of the Andean Cordillera. *Journal of International Geoscience*, 22(3), 183-190.
- Remsen, J. V., Jr., J. I. Areta, C. D. Cadena, S. Claramunt, A. Jaramillo, J.F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. b. Robbins, F. G. Stiles, D.F. Stotz & K. J. Zimmer. (2018). A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.
- Rengifo, L. M., Gómez, M. F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, Á. M., Kattan, G. H., Amaya-Espinel, J. D. & Burbano-Girón, J. (2014). Libro Rojo de Aves de Colombia. Volumen I. Bosques Húmedos de los Andes y la Costa Pacífica.
- Renjifo, L. M. (1998). Especies de aves amenazadas y casi amenazadas de extinción en Colombia. *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia*, 1, 416-426.
- Restrepo-Cardona, J. S., Betancur López, A. & Cano Castaño, N. (2015). Abundancia y nuevos registros de búhos simpátricos en Manizales y Villamaría (Caldas, Colombia). *Boletín Científico*. Centro de Museos. Museo de Historia Natural, 19(2), 220-229.
- Ribon, R., Simon, J. E. & Mattos, G. T. (2003). Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Vicosa region: southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17, 1827-1839.
- Rizali, A., Bos, M. M., Buchori, D., Yamane, S. & Schulze, C. H. (2008). Ants in tropical urban habitats: the myrmecofauna in a densely populated area of Bogor, West Java, Indonesia: *HAYATI Journal of Biosciences*, 15(2), 77-84.
- Rodríguez Alarcón, J. A. (2017). Los humedales de Bogotá como fragmentos urbanos. Cuatro estudios de caso y una propuesta de conectividad territorial. Repositorio Institucional. Universidad Piloto de Colombia.
- 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), 23-39
- Santos, M. N., Delabie, J. H. Queiroz, J. M. (2019). Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems*, 22(5), 927-942.

- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M. K., Arlettaz, R. & Moretti, M. (2010). Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape ecology*, 25(6), 941-954.
- Shahabuddin, G. & Kumar, R. (2006). Influence of anthropogenic disturbance on bird communities in a tropical dry forest: role of vegetation structure. *Animal conservation*, 9(4), 404-413.
- Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E. & Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 186-191.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A. & Moskovits, D. K. (1996). Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press.
- Teixeira, A. M. G., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. R. & Metzger, J. P. (2009). Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, 257(4), 1219-1230. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.011>
- Terborgh, J. (1971). Distribution on environmental gradients: Theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology*, 52, 23-40. DOI: 10.2307/1934735.
- Totaitive, I. A. & Gutiérrez, P. A. (2018). Estudio preliminar de especies de aves presentes en zona urbana el municipio de Tunja, Boyacá. *Cultura Científica*, (16), 34-51.
- Trueman, I. C. & Young, C. H. (2012). Ecological value of urban environments. *Solutions to Climate Change Challenges in the Built Environment*, 99-112.
- Ulrich, W., Almeida-Neto, M. & Gotelli, N. J. (2009). A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118(1), 3-17. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17053.x>
- Uribe D.A. (1987). Contribución al conocimiento de la avifauna del bosque muy húmedo montano bajo en cercanías de Manizales. Tesis de grado, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Caldas, Manizales
- Valencia, A. V. & Cruz-Trujillo, E. J. (2010). Aves de los humedales de la región noroccidental de la Amazonía colombiana. *Amazonía Y Agua: Desarrollo Sostenible En El Siglo XXI*, 97.

- Vélez, E., J. H. & Velásquez, J. I. (1998). Aves del municipio de Manizales y áreas adyacentes. *Boletín SAO* 9(16-17): 38-60
- Verhelst, J. C., Rodríguez, J. C., Orrego, O., Botero, J. E., López, J. A., Franco, V. M. & Pfeifer, A. M. (2001). Aves del municipio de Manizales-caldas, Colombia. *Biota Colombiana*, 2(3), 265-284.
- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina & A. M. Umaña. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de la biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Walker, R. (1996). Avifauna registrada en la parte alta de la microcuenca Palogrande. *Boletín Científico*. Museo de Historia Natural Universidad de Caldas 1, 11-15.
[http://vip.ucaldas.edu.co/boletincientifico/downloads/Boletin1\(1\)_2.pdf](http://vip.ucaldas.edu.co/boletincientifico/downloads/Boletin1(1)_2.pdf)
- Wright, D. H. & Reeves, J. H. (1992). On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, 92(3), 416-428.