



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Del Bosque Seco Tropical a las ciudades: Respuestas del ensamblaje de aves a los ambientes urbanos

David Esteban Restrepo-Zuluaga

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Ciencias Forestales
Maestría en Bosques y Conservación Ambiental
Línea de Ecología de Comunidades y Ecosistemas
Medellín, Colombia
2023

Del Bosque Seco Tropical a las ciudades: Respuestas del ensamblaje de aves a los ambientes urbanos

David Esteban Restrepo-Zuluaga

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magíster en Bosques y Conservación Ambiental

Director:

Dr. Joan Gastón Zamora-Abrego

Codirector:

Dr. Juan Fernando Acevedo-Quintero

Línea de Investigación:

Ecología de Comunidades y Ecosistemas

Grupo de Investigación:

Ecología y Conservación de Fauna Silvestre

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Ciencias Forestales

Maestría en Bosques y Conservación Ambiental

Línea de Ecología de Comunidades y Ecosistemas

Medellín, Colombia

2023

Dedicatoria

A mis padres y hermanos. A mis abuelos. A la familia que uno elige que son mis amigos

Agradecimientos

Se agradece a la Dirección de Investigación y Extensión de la Universidad Nacional de Colombia sede de La Paz, por el financiamiento de este proyecto a través de la Convocatoria para el Fortalecimiento de la Investigación, la Creación y la Innovación en la Sede de La Paz, de la Universidad Nacional de Colombia; Fortaleciendo Lazos de Cooperación con Actores de la Región – 2021.

A los profesores Joan Gastón Zamora Abrego y Juan Fernando Acevedo Quintero por su paciencia, dedicación y valiosos aportes para el desarrollo y consolidación de este manuscrito.

A los estudiantes auxiliares del programa de Biología de la Sede de La Paz, que con su dedicación y esfuerzo fue posible la toma de los datos de campo del proyecto.

A todas las personas en la ciudad de Valledupar, que muy amablemente nos acogieron como parte de su comunidad para llevar a cabo los muestreos y la toma de datos. Al Padre Leonardo Fajardo y a toda la comunidad del Seminario Diocesano Juan Pablo II, quienes nos permitieron en su santuario dedicado a la contemplación de las obras del creador, realizar los muestreos.

Gracias a la alianza con la Fundación Uraku - Valledupar, quienes contribuyeron logísticamente en este proyecto, tanto en la ejecución como en la divulgación de este.

Resumen

Del Bosque Seco Tropical a las ciudades: Respuestas del ensamblaje de aves a los ambientes urbanos

El rápido crecimiento urbano ha venido transformando drásticamente los ecosistemas, reemplazando coberturas naturales por artificiales, causando homogenización en las comunidades biológicas. Gran parte de la creciente literatura sobre las respuestas de las aves a los ambientes urbanos se restringe a regiones templadas, y pocos estudios se desarrollan en el neotrópico. Particularmente, el bosque seco tropical colombiano es el ecosistema en estado más crítico, sufriendo una fuerte presión por la urbanización, afectando negativamente a la biodiversidad. Se determinaron las respuestas de las aves a los ambientes urbanos a través de identificar y cuantificar los cambios en: 1) la diversidad taxonómica y funcional; y 2) las propiedades estructurales de las redes de frugivoría de los ensamblajes de aves, dados por la variación en el grado de urbanización, estructura y diversidad de la vegetación. Los principales hallazgos muestran que 1) la diversidad de Shannon, la riqueza, equitatividad y dispersión funcional de los ensamblajes de aves se ven afectados negativamente por la urbanización y diferentes aspectos de la estructura y diversidad de las plantas; 2) las propiedades estructurales de las redes de frugivoría no mostraron asociación con la urbanización ni con ninguna variable de la estructura y diversidad de la vegetación. Estos resultados revelan aspectos cruciales para el mantenimiento de la diversidad taxonómica y funcional de las aves. Además, muestra la necesidad de continuar con investigaciones que revelen patrones más claros acerca del efecto de la urbanización sobre las diferentes propiedades de las redes de interacción. Todo esto, en pro de mantener la funcionalidad ecosistémica.

Palabras clave: Urbanización, Aves, Diversidad taxonómica, Diversidad funcional, Redes de interacción, Frugivoría.

Abstract

From Tropical Dry Forest to Cities: Responses of Bird Assembly to Urban Environments

Rapid urban growth has been drastically transforming ecosystems, replacing natural covers with artificial ones, causing homogenization in biological communities. Much of the growing literature on bird responses to urban environments is restricted to temperate regions, with few studies taking place in the Neotropics. In particular, the Colombian tropical dry forest is the ecosystem in the most critical state, suffering strong pressure from urbanization, negatively affecting biodiversity. Bird responses to urban environments were determined by identifying and quantifying changes in: 1) taxonomic and functional diversity; and 2) the structural properties of the frugivory networks of bird assemblages, given by the variation in the degree of urbanization, structure and diversity of the vegetation. The main findings show that 1) Shannon diversity, richness, evenness, and functional dispersal of bird assemblages are negatively affected by urbanization and different aspects of plant structure and diversity; 2) the structural properties of the frugivory networks showed no association with urbanization or with any variable of the structure and diversity of the vegetation. These results reveal crucial aspects for the maintenance of the taxonomic and functional diversity of birds. In addition, it shows the need to continue with research that reveals clearer patterns about the effect of urbanization on the different properties of interaction networks. All this, in favor of maintaining ecosystem functionality.

Keywords: Urbanization, Birds, Taxonomic diversity, Functional diversity, Interaction web, Frugivory.

Contenido

Resumen.....	VI
Abstract.....	VII
Lista de figuras.....	XII
Lista de tablas	XIII
Introducción	14
CAPÍTULO 1. El Impacto de la Urbanización Sobre la Diversidad Taxonómica y Funcional de los Ensamblajes de Aves	18
1.1 Resumen.....	18
1.2 Abstract.....	19
1.3 Introducción.....	20
1.4 Materiales y métodos	22
1.4.1 Área de estudio.....	22
1.4.2 Grado de urbanización y vegetación.....	23
1.4.3 Diversidad de aves	25
1.4.4 Rasgos y diversidad funcional de las aves.....	26
1.4.5 Análisis de datos.....	27
1.5 Resultados	28
1.5.1 Grado de urbanización y vegetación.....	28
1.5.2 Diversidad de aves y urbanización.....	28
1.5.3 Diversidad funcional de las aves y urbanización.....	29
1.6 Discusión	30
1.6.1 Diversidad de aves en Valledupar, en el Cesar y el Bs-T.....	30

1.6.2	Diversidad de las aves y la urbanización	31
1.6.3	Diversidad funcional de las aves y la urbanización	31
1.7	Literatura citada	34
Anexo 1-1.	Prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) para las variables de los ensamblajes de aves.....	46
Anexo 1-2.	Prueba I de Moran para detectar autocorrelación espacial de las variables de los ensamblajes de aves.	47
Anexo 1-3.	Factor de Inflación de Varianza (VIF) para las variables de diversidad y estructura de la vegetación.....	48
Anexo 1-4.	Modelos iniciales y parámetros de los modelos finales para cada variable respuesta de los ensamblajes de aves.	49
Anexo 1-5.	Listado del ensamblaje de aves de la ciudad de Valledupar.....	50
Anexo 1-6.	Relación independiente de cada variable de diversidad y estructura de la vegetación con las variables de diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves.....	56
CAPÍTULO 2.	¿Qué Comen las Aves en la Ciudad? Redes de Frugivoría en Ambientes Urbanos	57
2.1	Resumen	57
2.2	Abstract	58
2.3	Introducción	59
2.4	Materiales y métodos.....	61
2.4.1	Área de estudio	61
2.4.2	Grado de urbanización y vegetación	63
2.4.3	Caracterización de las interacciones	64
2.4.4	Análisis de datos	66
2.5	Resultados.....	67
2.5.1	Grado de urbanización y vegetación	67
2.5.2	Redes de frugivoría y urbanización	68
2.5.3	¿Qué comen las aves en la ciudad de Valledupar?	69
2.6	Discusión	72
2.6.1	Redes de frugivoría y urbanización	72
2.6.2	¿Qué comen las aves en la ciudad de Valledupar?	73
2.7	Literatura citada	75

Anexo 2-1. Relación independiente de cada variable de diversidad y estructura de la vegetación con las variables de diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves.....	84
Anexo 2-2. Prueba I de Moran para detectar autocorrelación espacial de las variables de la red de frugivoría.....	85
Anexo 2-3. Factor de Inflación de Varianza (VIF) para las variables de diversidad y estructura de la vegetación.....	86
Anexo 2-4. Modelos iniciales y parámetros de los modelos finales para cada variable respuesta de las redes de frugivoría.....	87
Conclusiones y Recomendaciones.....	88
3.1 Conclusiones.....	88
3.2 Recomendaciones.....	88
Bibliografía	91

Lista de figuras

- Figura 1-1. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo. LHFI: Índice de Huella Humana Heredado.....23
- Figura 2-1. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo. LHFI: Índice de Huella Humana Heredado.....62
- Figura 2-2. Red de frugivoría de la ciudad de Valledupar. Los círculos rojos y azules corresponden a las aves y a las plantas respectivamente. El tamaño de los círculos hace referencia al número de interacciones de cada especie. El ancho de las líneas hace referencia a la frecuencia de la interacción. Se destacan las plantas y aves importantes en el mantenimiento de la estructura de la red. A: *Ficus* spp; B: *Cordia alba*; C: *Phithecellobium dulce*; D: *Coccoloba acuminata*; 1: *Saltator coerulescens*; 2: *Thraupis episcopus*; 3. *Thraupis glaucocolpa*; 4: *Pitangus sulphuratus*; 5: *Icterus nigrogularis*.69
- Figura 2-3. Funciones de las especies en el mantenimiento de la estructura de la red. Se muestra el grado de conectividad dentro del módulo (z) y el número de interacciones entre módulos (c). Las líneas horizontales (z) y verticales (c) corresponden al umbral obtenido del 95% de los valores utilizados para calcularlo.71

Lista de tablas

Tabla 1-1. Variables independientes	24
Tabla 1-2. Parámetros de los modelos finales para cada variable de las aves.	30
Tabla 2-1. Variables independientes.	63
Tabla 2-2. Parámetros de los modelos finales de las propiedades de las redes de frugivoría.	68

Introducción

La pérdida y fragmentación de hábitat ocasionada por actividades antrópicas en las últimas décadas han venido incrementando el deterioro de diversas áreas y ecosistemas naturales a nivel mundial, ocasionando cambios en la estructura física del paisaje (Clergeau et al., 2006; Ferenc et al., 2014; Grass et al., 2019; Hadley et al., 2018; Rodrigues et al., 2018; Teixido et al., 2022; Zorzal et al., 2021), reemplazando las coberturas vegetales naturales por estructuras artificiales (Leveau et al., 2015; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2009). Esto tiene un efecto directo sobre las comunidades biológicas, afectando el desplazamiento de las especies, disminuyendo la riqueza y diversidad, y a su vez, altera los servicios ecosistémicos, los cuales son vitales para el bienestar y la sostenibilidad ambiental de las regiones (Aronson et al., 2014; Elmqvist et al., 2013; MacGregor-Fors et al., 2012; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2009; Salazar-Rivera et al., 2020). Conduciendo a una homogenización de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos asociados (Clergeau et al., 2006; Fricke & Svenning, 2020; McKinney, 2002, 2006; Schneiberg et al., 2020).

Varios estudios sobre fragmentación y degradación del hábitat (Andren, 1999; Chávez-Zichinelli et al., 2013; Hadley et al., 2018; MacGregor-Fors, 2008; Morante-Filho et al., 2018) han puesto de manifiesto los potenciales efectos negativos a los cuales pueden verse sometidas las diferentes comunidades bióticas, demostrado que los atributos estructurales de los fragmentos como el tamaño, la cantidad de cobertura vegetal y el grado de conectividad, son determinantes de la diversidad taxonómica en ecosistemas degradados. Brudvig et al. (2015) y Dalsgaard et al. (2009) muestran que no solo los atributos de la diversidad taxonómica de las comunidades son afectados en un hábitat degradado, sino que también los procesos biológicos como las interacciones entre especies han sido perjudicados. También, las tasas de supervivencia de juveniles, adultos y las densidades poblacionales pueden disminuir, incluso pueden llegar a ser incapaces de reproducirse (Zitske et al., 2011).

El aumento de estudios sobre los efectos de la degradación del hábitat dados por la urbanización, han advertido la importancia de entender las respuestas de las comunidades biológicas a los ambientes urbanos (Elmqvist et al., 2013; Hadley et al., 2018; Knop, 2016; McKinney, 2002, 2006; Piano, et al., 2020; Trentanovi et al., 2013; Vitorino et al., 2021). En ese sentido, una cantidad creciente de estudios e investigaciones, se han enfocado particularmente en revelar los efectos de la urbanización sobre las aves (Avendaño et al., 2018; Chávez-Zichinelli et al., 2013; Clergeau et al., 2006; Leveau et al., 2015; MacGregor-Fors et al., 2012; Mbiba et al., 2021; Nielsen et al., 2014; Rodrigues et al., 2018), ya que es uno de los taxones que están siendo altamente afectados por este fenómeno. Además, este grupo tiene una alta diversidad y sensibilidad a los cambios ambientales, lo cual, lo convierten en un excelente grupo para aproximar los efectos de la urbanización sobre la biodiversidad (Aronson et al., 2014; Avendaño et al., 2018; García & Chacoff, 2007; MacGregor-Fors et al., 2012).

Inicialmente, estos estudios se centraron en describir los efectos de la urbanización principalmente sobre la riqueza y composición de las comunidades de aves (Aronson et al., 2014; Ferenc et al., 2014; MacGregor-Fors, 2008; MacGregor-Fors et al., 2012; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2009), mostrando una disminución en la riqueza de especies y una homogenización en la composición de especies de estas comunidades. Investigaciones posteriores, quisieron ahondar un poco más sobre los efectos de la urbanización sobre la avifauna, estos, además, tuvieron en cuenta las características o rasgos morfológicos que están involucrados en los procesos ecológicos, es decir, rasgos funcionales, los cuales permitieron una mejor visualización y comprensión de los efectos negativos que experimentan las comunidades de aves al verse sometidas a transformaciones de hábitat ocasionadas por procesos de urbanización (Campos-Silva & Piratelli, 2021; Chávez-Zichinelli et al., 2013; Conole & Kirkpatrick, 2011; Cristaldi et al., 2017; Devictor et al., 2008; Mbiba et al., 2021; Oliveira Hagen et al., 2017; Palacio et al., 2018; Vaccaro et al., 2022). Estos estudios muestran que, al ser alterada la estructura física del paisaje, las aves generan respuestas diferenciadas a estas alteraciones de su entorno, lo cual ocasiona una reestructuración de las comunidades de aves, haciendo que se pierdan especies con rasgos muy diferentes al resto de la comunidad (especies especialistas) y aumentando la abundancia de las especies con rasgos bastante similares entre sí (especies generalistas). No obstante, otra manera de comprender los impactos de

la urbanización sobre los ecosistemas y su funcionamiento es a partir de las interacciones bióticas.

Estas son el núcleo de los procesos ecosistémicos e influyen en los patrones de biodiversidad de los ecosistemas (Elmqvist et al., 2013; Fricke & Svenning, 2020; Nascimento et al., 2020; Salazar-Rivera et al., 2020; Schneiberg et al., 2020; Teixido et al., 2022; Tylianakis et al., 2008); Además proveen bienestar a la sociedad por medio de los servicios ecosistémicos (Acevedo-Quintero et al., 2020a; Jordano, 2016; Jordano et al., 2009). Sin embargo, la literatura en este campo es escasa, pero viene creciendo el interés en dicha área, y advierte el impacto de la urbanización sobre las interacciones bióticas, particularmente entre aves frugívoras y plantas (Elmqvist et al., 2013; Fricke & Svenning, 2020; Schneiberg et al., 2020; Teixido et al., 2022).

Los principales efectos de la pérdida de las interacciones bióticas como la frugivoría y/o la dispersión de semillas por parte de las aves, producto de la urbanización, es que se generan cambios en la estructura y composición de las comunidades de los pares interactuantes, homogenizando la riqueza y las interacciones de frugivoría a la vez que se homogeniza el conjunto de rasgos o características de las aves y las plantas que están involucrados en este proceso (es decir, rasgos funcionales), afectando de manera sustancial las dinámicas ecológicas de los bosques y ecosistemas con consecuencias nefastas para el bienestar humano (Fricke & Svenning, 2020; García & Chacoff, 2007; Grass et al., 2019).

Dada la importancia de las aves y sus servicios ecosistémicos asociados, esta investigación está enfocada en identificar las respuestas de los ensamblajes de aves a los ambientes urbanos, así como su relación con la diversidad y la estructura de la vegetación de dichos ambientes, a través de: 1) identificar los cambios en la diversidad taxonómica y funcional; y, 2) identificar los cambios en el grado de especialización de las redes de interacción planta-frugívoro en un gradiente de urbanización. Por un lado, se espera que los ensamblajes de aves en los sitios más urbanizados y homogéneos tendrán una menor diversidad taxonómica y funcional; y por el otro lado, las redes de interacción planta-frugívoro tiendan a la generalización. Mientras que los sitios menos urbanizados y más heterogéneos tendrán una mayor diversidad taxonómica, funcional y las redes de frugivoría tendrán un mayor grado de especialización. Este trabajo tiene como finalidad complementar e integrar los mecanismos que son ejecutados en la planificación y

administración de los espacios urbanos y rurales, ya que es necesario contar con herramientas técnicas y científicas adecuadas que permitan orientar las intervenciones que se realizan sobre los ecosistemas, en pro de mantener y evitar la pérdida o deterioro de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos asociados.

CAPÍTULO 1. El Impacto de la Urbanización Sobre la Diversidad Taxonómica y Funcional de los Ensamblajes de Aves

1.1 Resumen

La urbanización es una de las formas más agresivas de degradación de los ecosistemas a nivel mundial causando homogenización biótica. Sin embargo, todavía es escasa la información disponible sobre el impacto de la urbanización, así como la diversidad y estructura de la vegetación, sobre las aves en áreas urbanas establecidas en zonas de vida de Bosque seco Tropical (Bs-T), siendo uno de los ecosistemas más amenazados del Colombia. En este primer capítulo se identificó y cuantificó los cambios en la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves, en un gradiente de urbanización dado por el índice heredado de huella humana (LHFI), así como su relación con la estructura y diversidad de la vegetación. Se realizaron modelos de regresión lineal múltiple para evaluar la respuesta de los ensamblajes de aves (riqueza y composición) en función del gradiente de urbanización y diversidad de la vegetación (riqueza y estructura) de este gradiente. Los resultados demuestran que la altura de los árboles influye de manera positiva sobre el índice de Shannon de las aves. El área basal de los sitios afecta de manera positiva la riqueza funcional, mientras que el número de árboles influye de manera negativa. La dominancia de las plantas se relaciona negativamente con la equitatividad funcional. Finalmente, la dispersión funcional se vio influenciada positivamente por el área basal de los sitios. Estos resultados demuestran que tanto la diversidad como la estructura de la vegetación urbana, ayudan a mitigar los efectos negativos de la urbanización sobre los ensamblajes de aves. Finalmente, se proponen medidas de manejo que pueden ser implementadas en las ciudades neotropicales para el sostenimiento de la biodiversidad y sus procesos ecosistémicos.

Palabras clave: Diversidad taxonómica, Diversidad funcional, Rasgos funcionales, Urbanización, Aves.

1.2 Abstract

Urbanization Impact on the Taxonomic and Functional Diversity of Bird Assemblages

Urbanization is one of the most aggressive forms of ecosystem degradation worldwide, causing biotic homogenization. However, there is still little information available on the impact of urbanization, as well as the diversity and structure of vegetation, on birds in urban areas established in Tropical Dry Forest (Bs-T) life zones, being one of the most threatened ecosystems in Colombia. In this first chapter, the changes in the taxonomic and functional diversity of bird assemblages were identified and quantified, in an urbanization gradient given by the inherited human footprint index (LHFI), as well as its relationship with the structure and diversity of the vegetation. Multiple linear regression models were performed to evaluate the response of bird assemblages (richness and composition) as a function of the urbanization gradient and vegetation diversity (richness and structure) of this gradient. The results show that the height of the trees has a positive influence on the Shannon index of the birds. The basal area of the sites positively affects the functional richness, while the number of trees has a negative influence. Plant dominance is negatively related to functional evenness. Finally, the functional dispersion was positively influenced by the basal area of the sites. These results show that both the diversity and the structure of urban vegetation help to mitigate the negative effects of urbanization on bird assemblages. Finally, management measures are proposed that can be implemented in neotropical cities to sustain biodiversity and its ecosystem processes.

Keywords: Taxonomic diversity, Functional diversity, Functional traits, Urbanization, Birds.

1.3 Introducción

El rápido crecimiento y desarrollo urbano han generado una degradación de los ecosistemas a nivel mundial (Correa-Ayram et al., 2020; Etter et al., 2008; Leveau et al., 2015; Marzluff & Ewing, 2008; Thaweevoradej & Evans, 2022), poniendo en riesgo no solo a la biodiversidad, sino también los servicios ecosistémicos y procesos ecológicos que son fundamentales para la salud y el bienestar de la población mundial (Aronson et al., 2014; Elmqvist et al., 2013). La urbanización ocasiona cambios en la estructura de la vegetación, reemplazando las coberturas naturales por artificiales, lo que conlleva a la pérdida de hábitat y causa una reducción en la riqueza y equidad de los ensamblajes de aves, limitando su complejidad y su funcionamiento (Mayorga et al., 2020; Morelli et al., 2017; Nielsen et al., 2014). En este sentido, la urbanización actúa como un filtro ambiental que afecta los rasgos funcionales (morfométricos y de historia de vida) de los ensamblajes de aves, lo que a su vez repercute en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos (Benitez et al., 2021; Morelli et al., 2017; Rodrigues et al., 2018; Schütz & Schulze, 2015; van Rensburg et al., 2009; Xu et al., 2022). Esto favorece a las especies con hábitos generalistas y limita a las aves con hábitos especialistas, simplificando y homogenizando el ensamblaje (Clergeau et al., 2006; Devictor et al., 2008; Leveau et al., 2015; McKinney, 2002, 2006; Suri et al., 2017; van Rensburg et al., 2009).

La urbanización también causa una disminución en la riqueza de especies (Benitez et al., 2021; Zorzal et al., 2021), pero su relación con la diversidad funcional es más compleja y depende del ensamblaje en particular (Mbiba et al., 2021; Suárez-Castro et al., 2022). Esto se debe a que existe una alta variación en la distribución de los rasgos funcionales en los ensamblajes, la cual está influenciada por el grado de urbanización y estructura de la vegetación (Campos-Silva & Piratelli, 2021; Melo & Piratelli, 2023; Suárez-Castro et al., 2022). La diversidad funcional es compleja y posee varias facetas, siendo necesario medirla y cuantificarla utilizando varios índices (Mason et al., 2005; Schütz & Schulze, 2015). Estos son: la riqueza funcional (FRic), equitatividad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Mouchet et al., 2010) y la dispersión funcional (FDis) (Laliberté & Legendre, 2010).

Numerosos estudios demuestran cómo los entornos urbanizados actúan como filtro ambiental, el cual tiene un impacto negativo en las diferentes facetas de la diversidad

funcional, moldeando los ensamblajes de aves (Meffert & Dziock, 2013; Melo & Piratelli, 2023; Schütz & Schulze, 2015; Sol et al., 2014; Suárez-Castro et al., 2022). Sin embargo, lo más interesante es que, a pesar del alto grado de urbanización, la diversidad funcional está fuertemente influenciada por múltiples factores relacionados con la vegetación, como la estructura y diversidad de esta (Curzel et al., 2021; Rodrigues et al., 2018; Suárez-Castro et al., 2022b; Suri et al., 2017). Estos factores son esenciales para identificar patrones y características de la vegetación que puedan favorecer y maximizar la riqueza y diversidad funcional de los ensamblajes de aves, y así orientar planes de crecimiento urbano sostenibles (Campos-Silva & Piratelli, 2021; Oliveira Hagen et al., 2017; Vaccaro et al., 2022).

En Colombia, el bosque seco tropical (Bs-T) se extiende a lo largo de un gradiente altitudinal y climático, presentando transiciones entre diferentes ecosistemas (González-M et al., 2018). Actualmente, más del 90% de este ecosistema ha sido transformado por las actividades antrópicas, que incluyen el crecimiento del sector agroindustrial y la expansión urbana (González-M et al., 2018; Ocampo-Peñuela et al., 2022). Sin embargo, se sabe muy poco acerca de los efectos de la urbanización, la estructura y diversidad de la vegetación sobre la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves en los Bs-T (Shahabuddin & Kumar, 2006). En Colombia, los estudios existentes se limitan principalmente a inventarios de especies (García et al., 2014) y muy pocos se han enfocado en identificar los efectos de la urbanización, la estructura y diversidad de la vegetación en los ensamblajes de aves (Agudelo-Rendón et al., 2021; Garizábal-Carmona et al., 2014; Rico-Silva et al., 2021; Rivera-Gutiérrez, 2006).

En esta investigación se pretende identificar las respuestas de los ensamblajes de aves a los entornos urbanos en la ciudad de Valledupar. Para ello, se analizó la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves, así como la relación de estas medidas con la estructura y diversidad de la vegetación. Se espera que en los sitios más urbanizados y homogéneos se produzca una disminución en la riqueza, equitatividad, divergencia y dispersión funcional. En los ensamblajes de aves, la urbanización actúa como un filtro ambiental, seleccionando a las especies en función de sus características biológicas (Benitez et al., 2021; Morelli et al., 2017; Suárez-Castro et al., 2022; Suri et al., 2017). Por lo tanto, las aves presentan diferentes tipos de respuestas a los gradientes de urbanización (MacGregor-Fors et al., 2012; McKinney, 2006; Ortega-Álvarez & MacGregor-

Fors, 2009). Esto implica que se espera una distribución más estrecha de las especies en el espacio funcional en los lugares más homogéneos y urbanizados. Por otro lado, solo unas pocas especies son capaces de aprovechar los recursos urbanos, lo que las convierte en especies dominantes en las áreas más urbanizadas y homogéneas (Leveau et al., 2015; Leveau & Leveau, 2016; McKinney, 2006). En consecuencia, se espera que los sitios más urbanizados y homogéneos presenten una menor FEve debido a la dominancia de unas pocas especies capaces de adaptarse a estos ambientes.

1.4 Materiales y métodos

1.4.1 Área de estudio

La ciudad de Valledupar se ubicada en el Valle del Cacique de Upar, en el departamento del Cesar. La altitud promedio de la ciudad es de 180 metros sobre el nivel del mar (msnm), con un pico máximo de 350 msnm en el Cerro de las Antenas. Las temperaturas ambientales oscilan entre 22 y 42°C, y la precipitación media anual de 961 mm. La humedad alcanza un promedio cercano al 75% entre los meses de septiembre y noviembre (IDEAM, 2013). En esta región se han identificado dos periodos de máxima lluvia: el primero entre los meses de abril y mayo, y el segundo entre septiembre y noviembre (IDEAM, 2013). Las épocas de menor precipitación son de diciembre a marzo y de junio a julio, siendo la primera menos intensa que la segunda. La ciudad de Valledupar se encuentra ubicada en la zona de vida de Bosque seco Tropical (Bs-T), aunque gran parte de la vegetación corresponde a especies exóticas e introducidas como el Neem (*Azadirachta indica*) y el Mango (*Mangifera indica*), con algunos remanentes de vegetación nativa donde se destaca el Uvito o Pegapega (*Cordia alba*). En el costado oriental, la ciudad está bordeada por el río Guatapurí, que nace en la Sierra Nevada de Santa Marta y fluye hacia el sur hasta desembocar en el río Cesar.

Dentro de la matriz urbana de la ciudad de Valledupar, se seleccionaron un total de 15 puntos de muestreo (Figura 1-1. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo.) con un área de 1,76 ha, distribuidos a lo largo de un gradiente de urbanización, siguiendo el criterio establecido por Correa-Ayram et al. (2020). Con el fin de garantizar la independencia entre los puntos de muestreo, se separados por una distancia superior a 200 metros entre sí (Melo et al., 2020; Morelli et al., 2017).

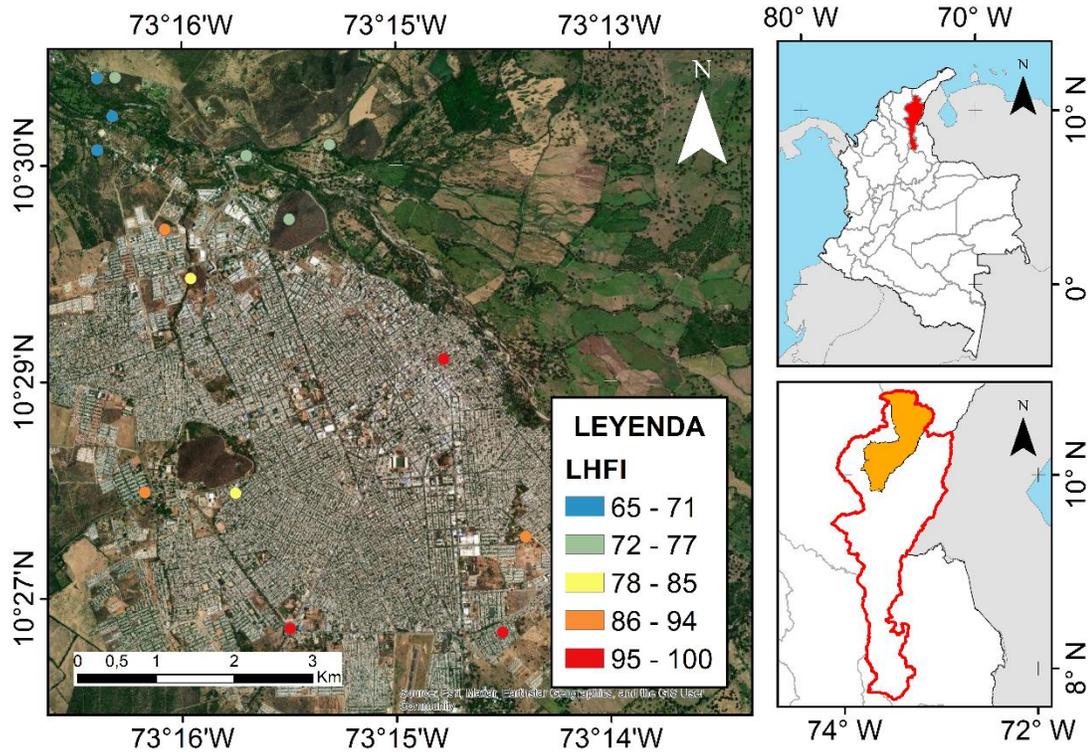


Figura 1-1. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo. LHFÍ: Índice de Huella Humana Heredado.

1.4.2 Grado de urbanización y vegetación

Para evaluar los efectos de la urbanización sobre la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves, se utilizaron 13 variables independientes (Tabla 1-1) que corresponden a: una variable a escala de paisaje y 12 variables de diversidad y estructura de la vegetación. Como variable del paisaje, se utilizó el índice de huella humana heredado (Legacy Human Footprint Index - LHFÍ), propuesto inicialmente por Sanderson et al. (2002) y actualizado para Colombia por Correa-Ayram et al. (2020). Este índice proporciona una excelente herramienta para cuantificar el fenómeno de la urbanización, ya que incorpora siete variables espaciales inherentes a la urbanización, como el aumento de la densidad poblacional, la distancia a las vías, la distancia a los asentamientos humanos, el índice de fragmentación de la vegetación natural, el índice de biomasa relativo al potencial natural, el tipo de uso de la tierra y el tiempo de intervención de los ecosistemas en años. El intervalo de este índice va de 0 a 100, donde 0 indica un impacto antropogénico nulo y 100

indica el más alto efecto antropogénico (Correa-Ayram et al., 2020; Ocampo-Peñuela et al., 2022). La estructura y diversidad de la vegetación, se cuantificó en parcelas circulares con un radio de 75 m (1,76 ha) ubicadas en el centro de cada punto de conteo de aves. Se midieron todas las plantas que presentaron un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm. La vegetación fue muestreada una vez durante el mes de enero 2023. Se consideraron 12 variables de la diversidad de plantas (Magurran, 1988; Moreno, 2001). Las cuales fueron: índice de Shannon, diversidad de Jost, índice de Simpson, inverso de Simpson, equidad de Pielou, número de especies de plantas totales, número de especies de plantas nativas, número de especies de plantas introducidas, abundancia de plantas, área basal, altura promedio e índice de complejidad de cada punto de muestreo. Estas, se calcularon con el paquete “*BiodiversityR*” (Kindt & Coe, 2005) en el software R (R Core Team, 2023, versión 4.2.3).

Tabla 1-1. Variables independientes

Variable	Abreviatura	Descripción
Índice de Huella Humana	LHFI	Valor del índice de huella humana heredado
Índice de Shannon	H'	$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$
Diversidad de Jost	D'	$D' = \exp(H')$
Índice de Simpson	D	$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$
Inverso de Simpson	$\exp(D)$	
Índice de Equidad de Pielou	J'	$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$
Área basal del sitio (m ²)	Gt	$Gt = \pi r^2 = \frac{\pi d^2}{4}$
Altura promedio (m)	HP	Promedio de la altura de los árboles en cada sitio (DAP > 10 cm)
Número de especies totales	S	Riqueza de especies (DAP > 10 cm)
Número de especies introducidas	SI	Riqueza de especies introducidas (DAP > 10 cm)
Número de especies nativas	SN	Riqueza de especies nativas (DAP > 10 cm)
Índice de complejidad	IC	$IC = (S)(N)(Gt)(HP) * 10^{-3}$
Número de arboles	N	Número de individuos de árboles en la parcela (DAP > 10 cm)

1.4.3 Diversidad de aves

Se realizó un inventario mediante observaciones en puntos de conteo con un radio fijo (Bibby et al., 2000; Hutto et al., 1986). Se llevaron a cabo 18 visitas a cada punto, distribuidas entre los días 6 y 25 de julio de 2022 y del 11 del 31 de enero de 2023. Dos observadores realizaron dos conteos de 10 minutos de duración en cada sitio, uno al llegar y otro después de una hora del primer conteo. Las observaciones se realizaron en las horas de mayor actividad de las aves, desde las 6:00 hasta las 10:30, variando la hora de visita a cada punto (Suri et al., 2017). Se consideró un radio de 30 metros, ya que este tamaño de radio es adecuado para caracterizar ensamblajes de aves en áreas urbanas de menos de 2,5 ha (Mayorga et al., 2020; Rico-Silva et al., 2021).

Se registraron todas las especies de aves observadas y escuchadas, utilizando binoculares Bushnell® LEGEND serie L de 10 x 42 mm. Además, se tomaron fotografías de la mayor cantidad posible de especies digital Nikon® Coolpix P900 para corroborar su identificación y conservar evidencia.

Las aves observadas fueron identificadas mediante el uso de bibliografía especializada (Ayerbe-Quiñones, 2022; Hilty & Brown, 1986; McMullan et al., 2018), basándose en el reconocimiento de patrones de forma, color y distribución geográfica. Toda la información recopilada se registró en bases de datos digitales utilizando la aplicación Memento® (formatos de campo digitales).

Estos datos se utilizaron para cuantificar la diversidad de los ensamblajes de aves a través de la riqueza total de especies (S) y el índice de equidad de Shannon-Wiener (H') (Gotelli & Colwell, 2001; Magurran, 1988). Estos parámetros se calcularon con el paquete “*BiodiversityR*” (Kindt & Coe, 2005) en el software R (R Core Team, 2023, versión 4.2.3). La riqueza de especies se define como el número total de especies de aves registradas (Moreno, 2001), y la abundancia se tomó como el número máximo de individuos de cada especie en las 18 visitas. Para evaluar la estructura del ensamblaje de aves, se consideró el índice de Shannon (Magurran, 1988; Moreno, 2001), que indica la uniformidad en la distribución de las abundancias de las especies (Moreno, 2001).

1.4.4 Rasgos y diversidad funcional de las aves

Para evaluar la diversidad funcional de los ensamblajes de aves, se tuvieron en cuenta siete rasgos funcionales morfométricos que capturan gran parte de sus estilos de vida, su función y desempeño en diferentes procesos ecosistémicos. Estos rasgos incluyen: el largo, ancho y alto del culmen a la altura de las narinas que están relacionados con el acicalamiento de las plumas, construcción de nidos, comunicación, dispersión de semillas, manipulación y tamaño del alimento (Salgado, 2015), el índice de Kipp que se encuentra relacionado con la eficiencia del vuelo, capacidad de dispersión y maniobras de forrajeo (Claramunt, 2021; Claramunt et al., 2011). La longitud del tarso, este rasgo permite inferir el comportamiento de forrajeo y está correlacionada con el tamaño corporal (Salgado, 2015), la longitud de la cola que se relaciona con las maniobras de vuelo y selección sexual (Claramunt et al., 2011; Salgado, 2015), y la masa corporal que permite inferir la cantidad de alimento que un ave puede ingerir, su longevidad y el tamaño del área de acción, y se relaciona con el flujo de energía en los ecosistemas (Salgado, 2015). Los valores de estos rasgos fueron extraídos de la base de datos AVONET (Tobias et al., 2022), que proporciona información actualizada sobre los rasgos morfológicos y de historia de vida de todas las aves descritas (Tobias et al., 2022).

Esta información se utilizó para calcular los diferentes índices de diversidad funcional: la riqueza funcional (FRic), equitatividad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Villéger et al., 2010) y dispersión funcional (FDis) (Laliberté & Legendre, 2010). Estos índices se calcularon utilizando el paquete “*FD*” (Laliberté et al., 2014) en el software R (R Core Team, 2023, versión 4.2.3). La riqueza funcional cuantifica el espacio funcional ocupado por el ensamblaje de aves, independientemente de la abundancia (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Villéger et al., 2010). Una baja riqueza funcional indica que la comunidad no está explotando todos los recursos disponibles en su entorno (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). La equitatividad funcional cuantifica la homogeneidad en la distribución de las abundancias de los rasgos en el espacio funcional (Mouillot et al., 2005); por lo cual, utiliza la abundancia de las especies en su cálculo. Los valores bajos de este índice indican que algunas especies con ciertos rasgos son muy abundantes, mientras que otras especies con diferente configuración de rasgos son escasas. Esto implica que muchos de los recursos del ecosistema están siendo subutilizados (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Mouchet et al.,

2010). La divergencia funcional mide el grado en el que las especies dominantes (más abundantes) difieren en sus rasgos (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Villéger et al., 2010), es decir, valores altos de este índice indican que las especies dominantes están explotando diferentes recursos, lo que reduce la competencia y aumenta la importancia de los procesos ecológicos (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). La dispersión funcional indica la homogeneidad o heterogeneidad de los rasgos estudiados ponderados por la abundancia de las especies (Laliberté & Legendre, 2010). Valores bajos señalan que las especies están explotando recursos similares, lo que puede indicar redundancia funcional (Cooke et al., 2019; Melo et al., 2020).

1.4.5 Análisis de datos

Con el objetivo de investigar los efectos de la urbanización y los atributos forestales sobre la riqueza, estructura e índices de diversidad funcional de los ensamblajes de aves, se realizaron modelos de regresión lineal múltiples. Todos los análisis y pruebas mencionados a continuación se llevaron a cabo utilizando el software R (R Core Team, 2023, versión 4.2.3).

Antes de construir los modelos, se verificó si las variables respuesta seguían una distribución normal mediante la prueba de Shapiro-Wilk (Box & Cox, 1964) (Anexo 1-1), si tenían problemas de autocorrelación espacial utilizando la prueba I de Moran (Bravo-López, 2021; Siabato & Guzmán-Manrique, 2019) (Anexo 1-2). Se encontró que la riqueza de especies de aves (S) y la divergencia funcional (FDiv) mostraron problemas de autocorrelación espacial y, por lo tanto, se excluyeron de los análisis. Para determinar la mejor combinación de variables predictoras y evaluar si había problemas de multicolinealidad, se calculó el Factor de Inflación de Varianza (VIF) (Dormann et al., 2013) utilizando el paquete “*USDM*” (Naimi et al., 2014) (Anexo 1-3). Las variables con un VIF > 4,0 se excluyeron de los análisis debido a su alta correlación (Melo & Piratelli, 2023; Naimi et al., 2014). En total, siete variables fueron excluidas debido a un VIF > 4,0 (S, SN, IC, H', exp(D), J, J'). Finalmente, seis variables predictoras se consideraron apropiadas para los análisis (HFI, HP, Gt, D, N, SI).

Para evaluar cuales de las variables de urbanización y vegetación explican mejor la variación en H', FRic, FEve y FDiv de los ensamblajes de aves, para cada una de ellas se construyeron modelos de regresión múltiple. Después, con el paquete “*MASS*” (Venables

& Ripley, 2002) se realizó una selección de variables mediante el método “Backward”. Este método consiste en eliminar las variables que no aportan información significativa al modelo (Venables & Ripley, 2002). Finalmente, se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Akaike, 1974; Burnham & Anderson, 2002) para seleccionar los modelos que mejor explican la variación de los datos (Burnham & Anderson, 2002) (Anexo 1-4).

1.5 Resultados

1.5.1 Grado de urbanización y vegetación

Los puntos en los cuales se realizó este estudio abarcaron un gradiente del LHFI que va de 65 – 100. Así mismo, se tuvo una variación en la riqueza y estructura del ensamblaje de plantas el cual se detalla a continuación. Se registró un total de 2132 individuos de plantas (125 spp), las cuales fueron 1613 individuos nativos (98 spp) y 519 individuos exóticos (27 spp). En términos de riqueza de especies, el 78,4% son plantas nativas, mientras que el 21,6% son especies exóticas. Las plantas nativas más abundantes fueron *Handroanthus cf bilbergii* (7,8%), *Guazuma ulmifolia* (6,8%) y *Caesalpinia cf coriaria* (4,8). Las plantas exóticas más abundantes fueron *Mangifera indica* (12,0%), *Piptadenia* sp.1 (3,0%) y *Platymiscium pinnatum* (2,7%). La abundancia de plantas (N) cambió de 620 a 63 individuos entre los sitios. La altura promedio (HP) varió de 6,72 m - 17,61 m. El área basal de los sitios (Gt) tuvieron un intervalo de 4,04 m² - 31,48 m², mientras que el índice de Simpson (D) tuvo un intervalo de 0,49 a 0,95. Finalmente, la riqueza de plantas introducidas (SI) varió de 13 a 0 especies.

1.5.2 Diversidad de aves y urbanización

Con un esfuerzo de muestreo de 180 horas/hombre incluyendo los 15 puntos de conteo y sus réplicas, en total fueron registrados 2309 individuos de aves distribuidos en 17 órdenes, 35 familias y 128 especies (Anexo 1-5). Las aves más abundantes fueron *Streptoprocne zonaris* (12,2%), *Brotogeris jugularis* (8,3%) y *Eupsittula pertinax* (6,7%). Solo se registró una especie exótica *Columba livia* (2,9%). Se reportaron 12 aves migratorias boreales: *Buteo brachyurus*, *Falco columbarius*, *Falco peregrinus*, *Setophaga petechia*, *Tyrannus dominicensis*, *Tyrannus tyrannus*, *Piranga rubra*, *Piranga olivacea*, *Protonotaria citrea*, *Icterus galbula*, *Pheucticus ludovicianus* y *Vireo olivaceus*. El promedio

de la riqueza de especies de los puntos fue de $44 \pm 9,5$ (SD) con un intervalo de 30 a 62 especies, siendo los sitios menos urbanizados los de mayor riqueza y viceversa. El promedio de la abundancia de aves fue de $153,9 \pm 70$ (SD) con un intervalo de 82 a 377 individuos, distribuidos homogéneamente en el gradiente del LHFI.

La variable predictora que mejor explicó la variación del índice de Shannon de los ensamblajes de aves fue la altura promedio (HP) de los árboles de los puntos de muestreo, teniendo una influencia positiva significativa (Tabla 1-2).

1.5.3 Diversidad funcional de las aves y urbanización

Se obtuvieron los índices de FRic, FEve y FDis de cada punto de muestreo, de los cuales FDis mostró la mayor variación dado que éste índice no tiene umbrales (Laliberté & Legendre, 2010; Mason et al., 2013). Con un promedio de $2,409 \pm 0,277$ (SD) y una variación entre 1,984 y 2,873. Entre tanto, FRic y FEve tuvieron una menor variación. El promedio de FRic de los ensamblajes de aves fue de $0,355 \pm 0,124$ (SD) con un rango de 0,164 – 0,594. El promedio de FEve fue de $0,643 \pm 0,043$ (SD) con un rango de 0,564 – 0,704.

Los resultados de los modelos (Tabla 1-2) mostraron que las variables HP, Gt, N y D tienen un efecto significativo pero diferente según la dimensión funcional que se quiera analizar. Para explicar FRic se tiene que N (número de árboles) y Gt (área basal de los puntos de muestreo) fueron las variables que tuvieron una influencia significativa, y LHFI (índice de huella humana heredado) fue marginalmente significativa. N y LHFI se relacionaron negativamente con FRic, mientras que con Gt se relacionó positivamente. Es decir, los sitios con mayor número de árboles y mayor LHFI habrá una menor riqueza funcional y sitios con mayor Gt aumentan FRic. El modelo final de equitatividad funcional mostró que solo una variable, el índice de dominancia de Simpson de las plantas (D) tuvo un efecto significativo positivo sobre FEve. Esto indica que los sitios con una distribución más homogénea de las abundancias de las diferentes especies de plantas, aumenta la equitatividad funcional del ensamblaje de aves. Finalmente, las variables de diversidad y estructura de la vegetación que mejor explicaron a FDis son LHFI y Gt. Aunque ambas variables influyeron de manera positiva, el área basal

(Gt) fue la variable que más tuvo efecto dada su significancia estadística. La contribución independiente de las variables a cada modelo se muestran en el Anexo 1-6.

Tabla 1-2. Parámetros de los modelos finales para cada variable de las aves.

Variable respuesta	Modelo final	Valor – p de las variables	R Cuadrado Ajustado
H' aves	H' ~ HP*	0,011*	0,357
FRic aves	FRic ~ LHFI + Gt* + N*	0,055, 0,024* , 0,029*	0,530
FEve aves	FEve ~ D*	0,004*	0,430
FDis aves	FDis ~ LHFI + Gt*	0,094, 0,008*	0,371

*Variables estadísticamente significativas.

1.6 Discusión

1.6.1 Diversidad de aves en Valledupar, en el Cesar y el Bs-T

El número de especies de aves registradas en la ciudad corresponden al 6,3% del total de las aves del país (Ayerbe-Quiñones, 2022), así como el 55,6% de las aves de reportadas para la zona de vida de Bs-T (García et al., 2014), el 36,1% para el departamento del Cesar (Corporación Autónoma del Cesar, 2020). Estos resultados demuestran la importancia de este enclave del Bs-T donde se encuentra la ciudad de Valledupar, ya que aún alberga una cantidad considerable de aves para Colombia y la región, así como la urgente necesidad de implementar estrategias para la protección y conservación de estos organismos, en particular las especies del género *Ortalis*, *Patagioenas* y *Psarocolius*, al ser especies grandes, establecen interacciones de frugivoría especializadas, siendo importantes dispersores de semillas, para la recuperación ecológica de la región y el Bs-T. Adicionalmente, la presencia de especies migratorias como *Falco columbarius*, *Falco peregrinus*, *Setophaga petechia*, *Protonotaria citrea*, *Tyrannus tyrannus*, *Tyrannus dominicensis*, *Icterus galbula*, *Piranga rubra* y *Piranga olivácea* muestra la importancia de proteger y conectar los sitios con remanentes de vegetación como los parques de la ciudad, áreas verdes como los cerros Hurtado y Santo Ecce Homo, cuerpos de agua y bosques de galerías alrededor del río Guatapurí (Suri et al., 2017). Estos sitios son de gran importancia para su proceso migratorio, ya que allí encuentran alimento y refugio (Ramos-Robles et al., 2018).

1.6.2 Diversidad de las aves y la urbanización

Este trabajo muestra que la diversidad taxonómica de los ensamblajes de aves vista a través del índice de equidad de Shannon está influenciada positivamente por la altura de los árboles. Lo anterior, ayuda a soportar la hipótesis de heterogeneidad de hábitat en los neotrópicos, que asume que una mayor complejidad del hábitat dado por incrementos en la riqueza y diversidad de la vegetación, pueden proveer mayor disponibilidad de recursos y de nichos ambientales, aumentando la diversidad de especies (Curzel et al., 2021; MacGregor-Fors & García-Arroyo, 2017; Zorzal et al., 2021). Estos resultados concuerdan con otras investigaciones (Curzel et al., 2021; Morelli et al., 2017; Schütz & Schulze, 2015; Xu et al., 2022), donde muestran cómo el índice de diversidad de Shannon aumenta en los sitios con árboles más grandes y con mayor cantidad de follaje, sin importar el grado de urbanización. Demostrando la importancia de sitios como los cerros tutelares, las áreas verdes de la ciudad y los bosques de galería a los alrededores del río Guatapurí. Estos sitios soportan una mayor diversidad de aves, ya que las plantas más grandes aumentan la cantidad de nichos y ofrecen más formas de aprovecharlos, lo que permite la presencia de múltiples aves con diferentes estrategias de forrajeo y otras que requieren árboles más grandes (Mbiba et al., 2021; Xu et al., 2022; Zorzal et al., 2021), incrementando los niveles de diversidad de acuerdo con la hipótesis de heterogeneidad de hábitat (Curzel et al., 2021; MacArthur & MacArthur, 1961; Xu et al., 2022). Aunque los modelos descartan el índice de huella humana, que es nuestra medida directa de urbanización, diversos estudios señalan que hay una pérdida dramática de la diversidad de aves en los lugares más urbanizados (Correa-Ayram et al., 2020; Imai & Nakashizuka, 2010; MacGregor-Fors & García-Arroyo, 2017; Shahabuddin & Kumar, 2006; Sol et al., 2014; Thaweevoradej & Evans, 2022). El descarte de esta variable puede deberse a que toda la ciudad de Valledupar posee un alto impacto de presión antrópica, dado el estrecho rango de variación del HFI (65 – 100) (Correa-Ayram et al., 2020), siendo este rango, poco heterogéneo para que revele un patrón como tal (Leveau et al., 2019; Rico-Silva et al., 2021).

1.6.3 Diversidad funcional de las aves y la urbanización

Este estudio confirma que las diferentes dimensiones de la diversidad funcional se ven afectadas por la urbanización y por la estructura y diversidad de la vegetación de diferentes maneras (Campos-Silva & Piratelli, 2021; La Sorte et al., 2018; Melo & Piratelli, 2023;

Oliveira Hagen et al., 2017; Suárez-Castro et al., 2022) apoyando la hipótesis de que la urbanización es uno de los principales causantes de la homogenización de las comunidades biológicas (Clergeau et al., 2006; Devictor et al., 2008; McKinney, 2006; Suri et al., 2017; Trentanovi et al., 2013). Específicamente, el gradiente de urbanización, el número de individuos de plantas y el área basal de los sitios son las variables que influyen de manera significativa sobre la riqueza funcional de los ensamblajes de aves de la ciudad de Valledupar. El LHF1 y N influyen negativamente sobre FRic, mientras que Gt se asocia de manera positiva. El número de árboles tiene una influencia negativa sobre la riqueza funcional. Esto difiere de algunos estudios (Melo & Piratelli, 2023; Oliveira Hagen et al., 2017; Suárez-Castro et al., 2022) donde muestran que un aumento en la diversidad y cobertura de la vegetación aumentan la heterogeneidad de hábitat y, por lo tanto, la riqueza funcional. Este efecto, puede deberse a que un 12% de las plantas de los puntos de muestreo son mangos (*Mangifera indica*), evidenciando una homogenización funcional dado por la dominancia de plantas introducidas producto de los patrones de la urbanización en la ciudad de Valledupar (David et al., 2017; Fricke & Svenning, 2020; Mubamba et al., 2022). Por lo tanto, sólo las especies que posean los rasgos funcionales capaces de adaptarse y explotar los recursos brindados por este tipo de plantas son las especies que podrán permanecer y colonizar estos sitios, eliminando las especies con rasgos diferentes y aumentando la riqueza y abundancia de especies con rasgos similares, así pues, se presenta una disminución de la riqueza funcional, homogenizando el ensamblaje de aves de la ciudad (Leveau et al., 2019; Leveau & Leveau, 2016; Marcacci et al., 2021; Meffert & Dziock, 2013; Paton et al., 2019; Suárez-Castro et al., 2022).

Por otro lado, FEve mostró una asociación positiva con el índice de Simpson del ensamblaje vegetal. Esto indica que, al haber ciertas plantas dominantes, aumenta la abundancia de las especies capaces de explotar estos recursos y disminuyen la abundancia de las especies que no son capaces de sacarle provecho a estos recursos (Marcacci et al., 2021; Paton et al., 2019; Zhang et al., 2022). Esto demuestra junto con otras investigaciones (Curzel et al., 2021; Imai & Nakashizuka, 2010; Melo & Piratelli, 2023; Rico-Silva et al., 2021; Rodrigues et al., 2018; Schütz & Schulze, 2015; Shahabuddin & Kumar, 2006; Suárez-Castro et al., 2022) que, la estructura de la vegetación de los sitios influye considerablemente sobre la abundancia de las especies con rasgos capaces de aprovechar los recursos que ofrece la comunidad vegetal de la ciudad. Lo que ayuda a soportar la idea de que, en los sitios con mayor heterogeneidad como los cerros tutelares,

las áreas verdes y los bosques de galería alrededor del río Guatapurí, los ensamblajes de aves son más diversos y funcionales en términos ecológicos (Evans et al., 2009; MacGregor-Fors, 2008a; Marcacci et al., 2021; Meffert & Dziock, 2013; Suri et al., 2017; van Rensburg et al., 2009).

El modelo final de FDis evidencia que principalmente el área basal de los sitios (Gt) es la variable que mejor explican el cambio en este índice. Esto indica que la diferencia de los roles ecológicos de las aves en la ciudad de Valledupar se ven influenciados por positivamente por Gt. Es decir, hay una mayor amplitud en las funciones ecológicas que desempeñan las aves de la ciudad, y se vuelven más diferentes a medida que aumenta el área basal de los sitios, esto implica un mejor funcionamiento del ecosistema dado que las aves estarían explotando de diversas formas una mayor cantidad de los recursos disponibles (Cooke et al., 2019; Mason et al., 2013; Mora Escobar & Maglianesi, 2021). Lo anterior coincide con varias investigaciones que manifiestan que los altos niveles de influencia antrópica junto con los sitios más homogéneos presentan una mayor redundancia funcional, mientras que los sitios menos urbanizados y más heterogéneos presentan una mayor diferencia en los roles ecológicos de la avifauna de la ciudad (Cooke et al., 2019; Mason et al., 2013; Mora Escobar & Maglianesi, 2021). Esto implica que los sitios con mayor FDis son más estables a perturbaciones, dado que, al presentar mayor dispersión en el espacio funcional, un conjunto de especies determinado podría responder satisfactoriamente a este cambio, aunque esto podría tener consecuencias importantes si la redundancia funcional es baja (Cooke et al., 2019; Luck et al., 2013).

1.7 Literatura citada

- Agudelo-Rendón, D., Rendón-Gutiérrez, N., Cadavid-Ramírez, A. C., Choperena-Palencia, M. C., Arias-Monsalve, C. S., & Gómez-R, D. A. (2021). Composición del ensamblaje de aves en una zona periurbana de Medellín, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal - RECIA*, 13(1). <https://doi.org/10.24188/recia>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Aronson, M., La Sorte, F., Nilon, C., Katti, M., Goddard, M., Lepczyk, C., Warren, P., Williams, N., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Ayerbe-Quiñones, F. (2022). *Guía Ilustrada de la Avifauna Colombiana* (Tercera Edición).
- Benitez, J., Pizarro, J. C., Blazina, A. P., & Lencinas, M. V. (2021). Response of bird communities to native forest urbanization in one of the southernmost city of the world. *Urban Forestry and Urban Greening*, 58. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2020.126887>
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*. Academic Press.
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 26(2), 211–243. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1964.tb00553.x>

- Bravo-López, P. E. (2021). Autocorrelación espacial - Índices para determinar su presencia en datos geográficos: Breve revisión de la literatura. *Universidad-Verdad*, 1(78), 48–61. <https://doi.org/10.33324/uv.v1i78.351>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach* (Second). Springer.
- Campos-Silva, L. A., & Piratelli, A. J. (2021). Vegetation structure drives taxonomic diversity and functional traits of birds in urban private native forest fragments. *Urban Ecosystems*, 24(2), 375–390. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01045-8>
- Claramunt, S. (2021). Flight efficiency explains differences in natal dispersal distances in birds. *Ecology*, 102(9), e03442. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecy.3442>
- Claramunt, S., Derryberry, E. P., Remsen, J. V., & Brumfield, R. T. (2011). High dispersal ability inhibits speciation in a continental radiation of passerine birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1733), 1567–1574. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1922>
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127(3), 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>
- Cooke, R. S. C., Bates, A. E., & Eigenbrod, F. (2019). Global trade-offs of functional redundancy and functional dispersion for birds and mammals. *Global Ecology and Biogeography*, 28(4), 484–495. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/geb.12869>
- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). Functional diversity in community ecology. *Ecosistemas*, 24(3), 78–87. <https://doi.org/10.7818/ecos.2015.24-3.10>
- Corporación Autónoma del Cesar. (2020, July 20). *corpocesar.gov.co*. https://www.corpocesar.gov.co/364_especies_de_aves_reporto_el_departamento_del_Cesar_en_la_jornada_mundial_de_observacion_de_aves.html
- Correa-Ayram, C. A., Etter, A., Díaz-Timoté, J., Rodríguez Buriticá, S., Ramírez, W., & Corzo, G. (2020). Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia:

- Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. *Ecological Indicators*, 117, 106630. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106630>
- Curzel, F. E., Bellocq, M. I., & Leveau, L. M. (2021). Local and landscape features of wooded streets influenced bird taxonomic and functional diversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, 66, 127369. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127369>
- David, P., Thébault, E., Anneville, O., Duyck, P.-F., Chapuis, E., & Loeuille, N. (2017). Impacts of Invasive Species on Food Webs: A Review of Empirical Data. In D. A. Bohan, A. J. Dumbrell, & F. Massol (Eds.), *Advances in Ecological Research* (Vol. 56, pp. 1–60). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.001>
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252–261. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00364.X>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., & Güneralp, B. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment*. https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/28058/2013_Book_UrbanizationBiodiversityAndEco.pdf?sequence=1
- Etter, A., McAlpine, C., & Possingham, H. (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: a regionalized spatial approach. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 98, 2–23. <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>

- Evans, K. L., Newson, S. E., & Gaston, K. J. (2009). Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, *151*(1), 19–39. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00898.x>
- Fricke, E. C., & Svenning, J. C. (2020). Accelerating homogenization of the global plant–frugivore meta-network. *Nature*, *585*(7823), 74–78. https://idp.nature.com/authorize/casa?redirect_uri=https://www.nature.com/articles/s41586-020-2640-y&casa_token=zZ_VGN12vyIAAAAA:UwMfAmFfeMJXHhdobustnUvdXDzP9fgXcpWTkklvwvzrAQ86L-HwIGowMfRF7I9xJnRx8nsd0yN7FWzj
- García, H., Corzo, G., Isaacs, P., & Etter, A. (2014). Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: insumos para su gestión. In *El Bosque Seco Tropical en Colombia* (pp. 228–251).
- Garizábal-Carmona, J., Gutierrez-Vasquez, C., & David, S. (2014). *Diversidad de aves en cuatro localidades con bosques fragmentados en el municipio de Medellín* (pp. 163–199).
- González-M, R., García, H., Isaacs, P., Cuadros, H., López-Camacho, R., Rodríguez, N., Pérez, K., Mijares, F., Castaño-Naranjo, A., Jurado, R., Idárraga-Piedrahíta, Á., Rojas, A., Vergara, H., & Pizano, C. (2018). Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, *13*(4), 045007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaad74>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, *4*(4), 379–391. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Hilty, S. L., & Brown, W. L. (1986). *A Guide to the Birds of Colombia*. (P. U. Press, Ed.). <http://press.princeton.edu/titles/672.html>
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M., & Hendricks, P. (1986). A Fixed-radius Point Count Method for Nonbreeding and Breeding Season Use. *The Auk*, *103*(3), 593–602. <https://doi.org/10.1093/auk/103.3.593>

- Imai, H., & Nakashizuka, T. (2010). Environmental factors affecting the composition and diversity of avian community in mid- to late breeding season in urban parks and green spaces. *Landscape and Urban Planning*, *96*(3), 183–194. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.03.006>
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). Tree Diversity Analysis. A Manual and Software for Common Statistical Methods for Ecological and Biodiversity Studies. In *Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF)*.
- La Sorte, F. A., Lepczyk, C. A., Aronson, M. F. J., Goddard, M. A., Hedblom, M., Katti, M., MacGregor-Fors, I., Mörtberg, U., Nilon, C. H., Warren, P. S., Williams, N. S. G., & Yang, J. (2018). The phylogenetic and functional diversity of regional breeding bird assemblages is reduced and constricted through urbanization. *Diversity and Distributions*, *24*(7), 928–938. <https://doi.org/10.1111/DDI.12738>
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, *91*(1), 299–305. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., & Shipley, B. (2014). *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology* (R package version 1.0-12.1).
- Leveau, L. M., Isla, F. I., & Bellocq, M. I. (2015). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems*, *18*(4), 1461–1476. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0469-1>
- Leveau, L. M., & Leveau, C. M. (2016). Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks? *Urban Ecosystems*, *19*(2), 631–647. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0525-5>
- Leveau, L. M., Ruggiero, A., Matthews, T. J., & Isabel Bellocq, M. (2019). A global consistent positive effect of urban green area size on bird richness. *Avian Research*, *10*(1), 30. <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0168-3>
- Luck, G. W., Carter, A., & Smallbone, L. (2013). Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on

- Functional Group Identity. *PLoS ONE*, 8(5).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063671>
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594–598. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1932254>
- MacGregor-Fors, I. (2008). Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, 84(1), 92–98.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204607001636>
- MacGregor-Fors, I., & García-Arroyo, M. (2017). Who Is Who in the City? Bird Species Richness and Composition in Urban Latin America. In I. MacGregor-Fors & J. F. Escobar-Ibáñez (Eds.), *Avian Ecology in Latin American Cityscapes* (pp. 33–55). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3_3
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., & Schondube, J. E. (2012). From forests to cities: effects of urbanization on tropical birds. *Urban Bird Ecology and Conservation*, 45, 33–48. <https://doi.org/10.1525/9780520953895-005/HTML>
- Magurran, A. E. (1988). Diversity indices and species abundance models. In A. E. Magurran (Ed.), *Ecological Diversity and Its Measurement* (pp. 7–45). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0_2
- Marcacci, G., Westphal, C., Wenzel, A., Raj, V., Nölke, N., Tschardt, T., & Grass, I. (2021). Taxonomic and functional homogenization of farmland birds along an urbanization gradient in a tropical megacity. *Global Change Biology*, 27(20), 4980–4994. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15755>
- Marzluff, J. M., & Ewing, K. (2008). Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (pp. 739–755). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_48
- Mason, N. W. H., de Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., & Dray, S. (2013). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along

- ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 794–806.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jvs.12013>
- 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/https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Mayorga, I., Bichier, P., & Philpott, S. M. (2020). Local and landscape drivers of bird abundance, species richness, and trait composition in urban agroecosystems. *Urban Ecosystems*, 23(3), 495–505. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00934-2>
- Mbiba, M., Mazhude, C., Fabricius, C., Fritz, H., & Muvengwi, J. (2021). Bird species assemblages differ, while functional richness is maintained across an urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, 212, 104094.
<https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2021.104094>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52(10), 883–890.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.09.005>
- McMullan, M., Donegan, T., Pantoja-Peña, G., Tuncer-Navarro, T., Bartels, A., & Ellery, T. (2018). *Field guide to the birds of Colombia*. (R. N. Editores, Ed.).
- Meffert, P. J., & Dziock, F. (2013). The influence of urbanisation on diversity and trait composition of birds. *Landscape Ecology*, 28(5), 943–957.
<https://doi.org/10.1007/s10980-013-9867-z>
- Melo, M. A., DA SILVA, M. A. G., & Piratelli, A. J. (2020). Improvement of vegetation structure enhances bird functional traits and habitat resilience in an area of

- ongoing restoration in the atlantic forest. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 92, 1–22. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191241>
- Melo, M. A., & Piratelli, A. J. (2023). Increase in size and shrub cover improves bird functional diversity in Neotropical urban green spaces. *Austral Ecology*, 48(2), 440–460. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/aec.13279>
- Mora Escobar, F., & Maglianesi, M. A. (2021). Diversidad funcional de murciélagos frugívoros en dos fincas de producción ganadera en Guanacaste, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 13(2), e3465. <https://doi.org/10.22458/urj.v13i2.3465>
- Morelli, F., Benedetti, Y., Su, T., Zhou, B., Moravec, D., Šímová, P., & Liang, W. (2017). Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of Beijing's urban parks: Effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry and Urban Greening*, 23, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.009>
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Vol. 1). M&T–Manuales y Tesis SEA. <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867–876. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Mouillot, D., Mason, W. H. N., Dumay, O., & Wilson, J. B. (2005). Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, 142(3), 353–359. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1744-7>
- Mubamba, S., Nduna, N., Siachoono, S., Chibesa, M., Phiri, D., & Chama, L. (2022). Plant–frugivore networks are robust to species loss even in highly built-up urban ecosystems. *Oecologia*, 199(3), 637–648. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05213-9>
- Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling?

- Ecography*, 37(2), 191–203. [https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x)
- Nielsen, A. B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S., & van den Bosch, C. K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, 17(1), 305–327. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>
- Ocampo-Peñuela, N., Suárez-Castro, A. F., Díaz-Timoté, J. J., Gómez-Valencia, B., Olaya-Rodríguez, M. H., Sánchez-Clavijo, L. M., & Correa-Ayram, C. A. (2022). Increased exposure of Colombian birds to rapidly expanding human footprint. *Environmental Research Letters*, 17(11), 114050. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac98da>
- Oliveira Hagen, E., Hagen, O., Ibáñez-Álamo, J. D., Petchey, O. L., & Evans, K. L. (2017). Impacts of Urban Areas and Their Characteristics on Avian Functional Diversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2017.00084>
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2009). Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, 90(3–4), 189–195. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204608002004>
- Paton, G. D., Shoffner, A. V., Wilson, A. M., & Gagné, S. A. (2019). The traits that predict the magnitude and spatial scale of forest bird responses to urbanization intensity. *PLOS ONE*, 14(7), e0220120-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220120>
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (4.3.0). R Foundation for Statistical Computing.
- Ramos-Robles, M., Andresen, E., & Díaz-Castelazo, C. (2018). Modularity and robustness of a plant-frugivore interaction network in a disturbed tropical forest. *Écoscience*, 25(3), 209–222. <https://doi.org/10.1080/11956860.2018.1446284>
- Rico-Silva, J. F., Cruz-Trujillo, E. J., & Colorado Z., G. J. (2021). Influence of environmental factors on bird diversity in greenspaces in an Amazonian city. *Urban Ecosystems*, 24(2), 365–374. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01042-x>

- Rivera-Gutiérrez, H. F. (2006). Composición y estructura de una comunidad de aves en un área suburbana en el suroccidente colombiano: Composition and structure of a suburban bird community in southwestern Colombia. *Ornitología Colombiana*, 4, 28–38.
<https://asociacioncolombianadeornitologia.org/ojs/index.php/roc/article/view/91>
- Rodrigues, A. G., Borges-Martins, M., & Zilio, F. (2018). Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. *Iheringia. Série Zoologia*, 108.
- Salgado, B. (2015). La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. In *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones* (Issue February).
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891–904. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- Schütz, C., & Schulze, C. H. (2015). Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution*, 5(22), 5230–5239.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.1778>
- 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00051.x>
- Siabato, W., & Guzmán-Manrique, J. (2019). La autocorrelación espacial y el desarrollo de la geografía cuantitativa. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 28, 1–22.

- Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J., & Lapiedra, O. (2014). Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters*, *17*(8), 942–950. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12297>
- Suárez-Castro, A. F., Maron, M., Mitchell, M. G. E., & Rhodes, J. R. (2022a). Disentangling direct and indirect effects of landscape structure on urban bird richness and functional diversity. *Ecological Applications*, *32*(8). <https://doi.org/10.1002/EAP.2713>
- Suárez-Castro, A. F., Maron, M., Mitchell, M. G. E., & Rhodes, J. R. (2022b). Disentangling direct and indirect effects of landscape structure on urban bird richness and functional diversity. *Ecological Applications*, *32*(8), e2713. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eap.2713>
- Suri, J., Anderson, P. M., Charles-Dominique, T., Hellard, E., & Cumming, G. S. (2017). More than just a corridor: A suburban river catchment enhances bird functional diversity. *Landscape and Urban Planning*, *157*, 331–342. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.07.013>
- Thaweeppworadej, P., & Evans, K. (2022). Avian species richness and tropical urbanization gradients: Effects of woodland retention and human disturbance. *Ecological Applications*, *32*. <https://doi.org/10.1002/eap.2586>
- 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., Montañó-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/https://doi.org/10.1111/ele.13898>
- Trentanovi, G., von der Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I., & Cierjacks, A. (2013). Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, *19*(7), 738–748. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.12028>

- Vaccaro, A. S., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2022). Bird taxonomic and functional diversity in urban settlements within a forest biome vary with the landscape matrix. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *20*(1), 9–17.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.10.001>
- van Rensburg, B. J., Peacock, D. S., & Robertson, M. P. (2009). Biotic homogenization and alien bird species along an urban gradient in South Africa. *Landscape and Urban Planning*, *92*(3–4), 233–241.
<https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2009.05.002>
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). Exploratory Multivariate Analysis. In W. N. Venables & B. D. Ripley (Eds.), *Modern Applied Statistics with S* (pp. 301–330). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2_11
- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, *20*(6), 1512–1522.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Xu, W., Fu, W., Dong, J., Yu, J., Huang, P., Zheng, D., Chen, Z., Zhu, Z., & Ding, G. (2022). Bird Communities Vary under Different Urbanization Types—A Case Study in Mountain Parks of Fuzhou, China. *Diversity*, *14*(7).
<https://doi.org/10.3390/D14070555>
- Zhang, M., Lu, C., Han, Q., & Lu, C. (2022). Structure and Characteristics of Plant-Frugivore Network in an Urban Park: A Case Study in Nanjing Botanical Garden Mem. Sun Yat-Sen. *Diversity*, *14*(2). <https://doi.org/10.3390/d14020071>
- Zorzal, R. R., Diniz, P., Oliveira, R. de, & Duca, C. (2021). Drivers of avian diversity in urban greenspaces in the Atlantic Forest. *Urban Forestry and Urban Greening*, *59*. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2020.126908>

Anexo 1-1. Prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) para las variables de los ensamblajes de aves.

Variable respuesta (aves)	Valor-p (prueba de Shapiro-Wilk)
S	0,153
H'	0,835
FRic	0,842
FEve	0,345
FDiv	0,984
FDis	0,212

Anexo 1-2. Prueba I de Moran para detectar autocorrelación espacial de las variables de los ensamblajes de aves.

Variable respuesta (aves)	Valor-p (prueba I de Moran)
S	0,002*
H'	0,224
FRic	0,890
Feve	0,624
FDiv	0,016*
FDis	0,316

* Variables estadísticamente significativas.

Anexo 1-3. Factor de Inflación de Varianza (VIF) para las variables de diversidad y estructura de la vegetación.

Variable	Abreviatura	VIF
Índice de Huella Humana	LHFI	2,663
Índice de Shannon	H'	> 4,0
Diversidad de Jost	D'	> 4,0
Índice de Simpson	D	2,871
Inverso de Simpson	$\exp(D)$	> 4,0
Índice de Equidad de Pielou	J'	> 4,0
Área basal del sitio (m ²)	Gt	3,339
Altura promedio (m)	HP	2,203
Número de especies totales	S	> 4,0
Número de especies introducidas	SI	2,804
Número de especies nativas	SN	> 4,0
Índice de complejidad	IC	> 4,0
Número de arboles	N	1,576

Anexo 1-4. Modelos iniciales y parámetros de los modelos finales para cada variable respuesta de los ensamblajes de aves.

Variable respuesta	Modelo inicial	Modelo final	Valor – p de las variables	Valor – p Regresión	R Cuadrado	R Cuadrado Ajustado
H' aves	H' ~ LHFI + HP + N + Gt + D + SI	H' ~ HP*	0,017*	0,01*	0,403	0,357
FRic aves	FRic ~ LHFI + HP + N + Gt + D + SI	FRic ~ LHFI + Gt* + N*	0,055, 0,024* , 0,029*	0,009*	0,630	0,530
FEve aves	FEve ~ LHFI + HP + N + Gt + D + SI	FEve ~ D*	0,004*	0,004*	0,471	0,430
FDis aves	FDis ~ LHFI + HP + N + Gt + D + SI	FDis ~ LHFI + Gt	0,094, 0,008*	0,024*	0,460	0,371

* Valores estadísticamente significativos.

Anexo 1-5. Listado del ensamblaje de aves de la ciudad de Valledupar.

Orden	Familia	Especies	Nombre común	IUCN	Nicho trófico
		<i>Accipitridae sp.</i>			
		<i>Buteo albonotatus</i>	Gavilán gallinazo	LC	Vertivoro
		<i>Buteo brachyurus</i>	Gavilán rabicorto	LC	Vertivoro
		<i>Buteogallus anthracinus</i>	Cangrejero negro	LC	Depredador acuático
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteogallus meridionalis</i>	Gavilán sabanero	LC	Vertivoro
		<i>Buteogallus sp.</i>		LC	
		<i>Gampsonyx swainsonii</i>	Gavilancito perlado	LC	Vertivoro
		<i>Geranospiza caerulescens</i>	Aguililla zancona	LC	Vertivoro
		<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavilán caminero	LC	Vertivoro
Anseriformes	Anatidae	<i>Cairina moschata</i>	Pato criollo	LC	Omnívoro
		<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Pisingo	LC	Herbívoro terrestre
	Trochilidae	<i>Amazilia tzacatl</i>	Amazilia colirrufa	LC	Nectarívoro
Apodiformes		<i>Chlorostilbon gibsoni</i>	Esmeralda piquirroja	LC	Nectarívoro
	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>	Vencejo collarejo	LC	Invertivoro
		<i>Vencejos</i>		LC	
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albicollis</i>	Bujío	LC	Invertivoro
		<i>Cathartes aura</i>	Buitre	LC	Carroñero
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes burrovianus</i>	Guala sabanera	LC	Carroñero
		<i>Coragyps atratus</i>	Gallinazo común	LC	Carroñero
Charadriiformes	Burhinidae	<i>Burhinus bistriatus</i>	Alcaraván venezolano	LC	Invertivoro

	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Pellar	LC	Omnívoro
		<i>Columba livia</i>	Paloma	LC	Granívoro
		<i>Columbina minuta</i>	Tortolita diminuta	LC	Granívoro
		<i>Columbina squammata</i>	Tortolita escamada	LC	Granívoro
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita rojiza	LC	Granívoro
		<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma rabiblanca	LC	Granívoro
		<i>Patagioenas cayennensis</i>	Paloma colorada	LC	Frugívoro
		<i>Patagioenas corensis</i>	Paloma aliblanca	LC	Omnívoro
		<i>Chloroceryle amazona</i>	Martín pescador amazónico	LC	Depredador acuático
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	Martín pescador verde	LC	Depredador acuático
		<i>Megaceryle torquata</i>	Martín pescador grande	LC	Depredador acuático
	Momotidae	<i>Momotus subrufescens</i>	Momoto rojizo	LC	Omnívoro
		<i>Crotophaga ani</i>	Garrapatero común	LC	Omnívoro
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero piquiestriado	LC	Invertívoro
		<i>Piaya cayana</i>	Cuco ardilla	LC	Invertívoro
		<i>Caracara plancus</i>	Caracara moñudo	LC	Omnívoro
		<i>Daptrius chimachima</i>	Pigua	LC	Omnívoro
		<i>Falco columbarius</i>	Halcón esmerejón	LC	Vertívoro
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco femoralis</i>	Halcón aplomado	LC	Vertívoro
		<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	LC	Vertívoro
		<i>Falco sp.</i>		LC	
		<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo	LC	Omnívoro
		<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Halcón reidor	LC	Vertívoro
Galbuliformes	Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>	Jacamar colirrufo	LC	Invertívoro

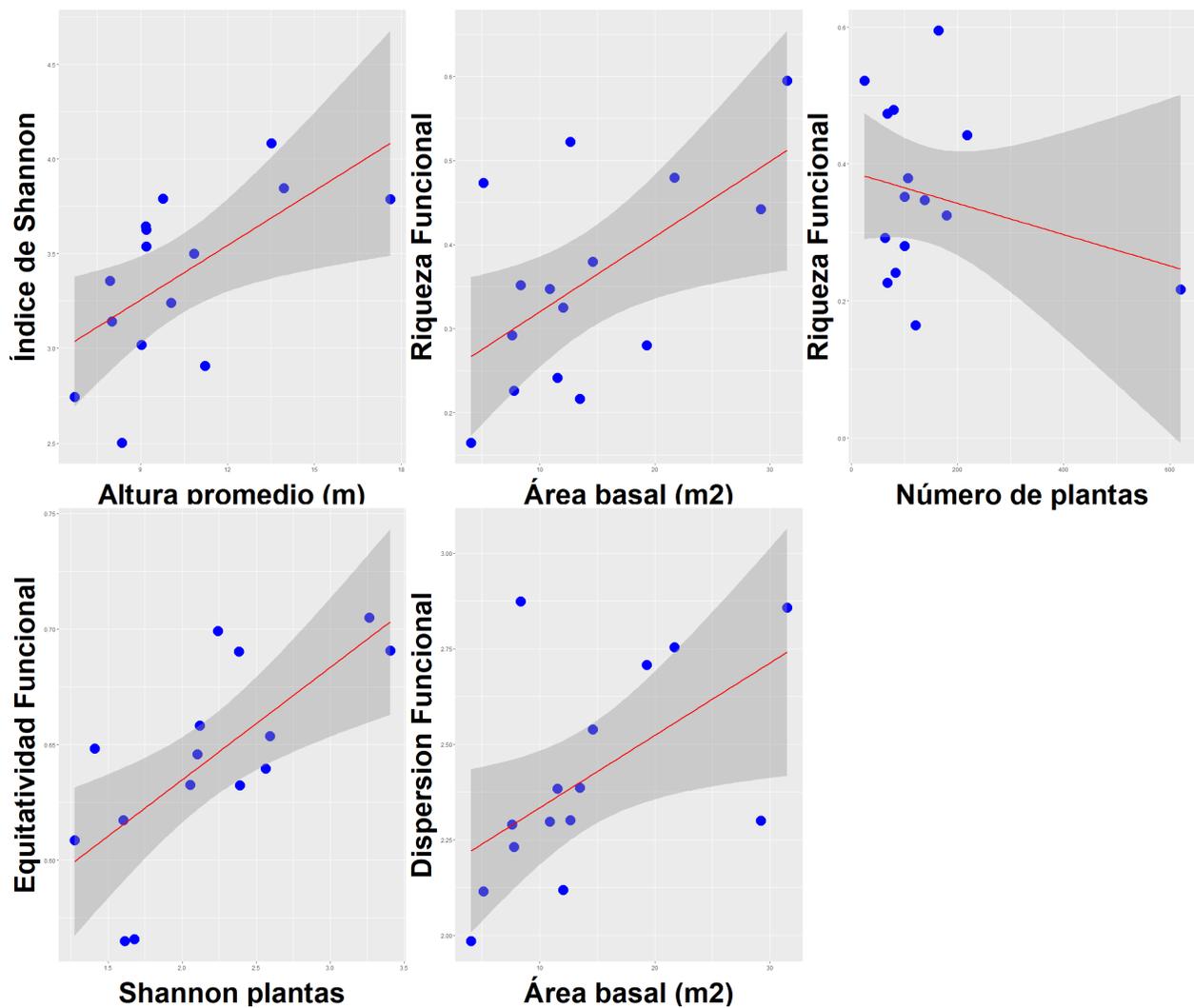
	Bucconidae	<i>Hypnelus ruficollis</i>	Bobito punteado	LC	Invertívoro
	Odontophoridae	<i>Colinus cristatus</i>	Perdiz crestada	LC	Omnívoro
Galliformes		<i>Ortalis garrula</i>	Guacharaca caribeña	LC	Frugívoro
	Cracidae	<i>Ortalis ruficauda</i>	Guacharaca guajira	LC	Frugívoro
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	Chilacoa colinegra	LC	Depredador acuático
		<i>Ardea alba</i>	Garza real	LC	Depredador acuático
		<i>Bubulcus ibis</i>	Garzcita bueyera	LC	Omnívoro
	Ardeidae	<i>Butorides striata</i>	Garcita rayada	LC	Depredador acuático
Pelecaniformes		<i>Egretta caerulea</i>	Garza azul	LC	Depredador acuático
		<i>Egretta thula</i>	Garza patiamarilla	LC	Depredador acuático
		<i>Nycticorax nycticorax</i>	Guaco	LC	Depredador acuático
	Threskiornithidae	<i>Phimosus infuscatus</i>	Coquito	LC	Depredador acuático
		<i>Campephilus melanoleucos</i>	Carpintero marcial	LC	Invertívoro
Piciformes	Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Carpintero lineado	LC	Invertívoro
		<i>Melanerpes rubricapillus</i>	Carpintero habado	LC	Invertívoro
		<i>Amazona ochrocephala</i>	Lora cabeciamarilla	LC	Omnívoro
		<i>Brotogeris jugularis</i>	Periquito bronceado	LC	Omnívoro
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Eupsittula pertinax</i>	Perico cara sucia	LC	Omnívoro
		<i>Forpus passerinus</i>	Periquito coliverde	LC	Granívoro
		<i>Pionus menstruus</i>	Cotorra cabeciazul	LC	Omnívoro
Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium brasilianum</i>	Buhíto ferrugíneo	LC	Invertívoro
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i>	Cormorán	LC	Depredador acuático
		<i>Cyanoloxia cyanooides</i>	Azulón silvícola	LC	Granívoro
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Degollado	LC	Omnívoro
		<i>Piranga olivacea</i>	Tángara rojinegra	LC	Invertívoro

	<i>Piranga rubra</i>	Piranga roja	LC	Invertivoro
Corvidae	<i>Cyanocorax affinis</i>	Carriquí pechiblanco	LC	Frugívoro
Fringilidae	<i>Euphonia laniirostris</i>	Eufonia piquigruesa	LC	Frugívoro
	<i>Euphonia trinitatis</i>	Eufonia de Trinidad	LC	Frugívoro
Furnariidae	<i>Dendroplex picus</i>	Trepatroncos piquirrecto	LC	Invertivoro
	<i>Furnarius leucopus</i>	Hornero patiamarillo	LC	Invertivoro
	<i>Progne chalybea</i>	Golondrina	LC	Invertivoro
Hirundinidae	<i>Progne tapera</i>	Golondrina sabanera	LC	Invertivoro
	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Golondrina barranquera	LC	Invertivoro
	<i>Tachycineta albiventer</i>	Golondrina aliblanca	LC	Invertivoro
	<i>Icterus auricapillus</i>	Turpial cabecirrojo	LC	Omnívoro
Icteridae	<i>Icterus galbula</i>	Turpial de Baltimore	LC	Invertivoro
	<i>Icterus nigrogularis</i>	Turpial amarillo	LC	Omnívoro
	<i>Molothrus bonariensis</i>	Chamón	LC	Invertivoro
	<i>Psarocolius decumanus</i>	Oropéndola	LC	Omnívoro
	<i>Quiscalus lugubris</i>	Chango llanero	LC	Omnívoro
Mimidae	<i>Mimus gilvus</i>	Sinsonte	LC	Invertivoro
Parulidae	<i>Protonotaria citrea</i>	Reinita cabecidorada	LC	Invertivoro
	<i>Setophaga petechia</i>	Reinita amarilla	LC	Invertivoro
Pipridae	<i>Manacus manacus</i>	Saltarín barbiblanco	LC	Frugívoro
Poliophtilidae	<i>Poliophtila plumbea</i>	Curruca tropical	LC	Invertivoro
	<i>Formicivora grisea</i>	Hormiguerito pechinegro	LC	Invertivoro
Thamnophilidae	<i>Myrmeciza longipes</i>	Hormiguerito pechiblanco	LC	Invertivoro
	<i>Sakesphorus canadensis</i>	Batará copetón	LC	Invertivoro
Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	Mielero común	LC	Nectarívoro

	<i>Melanospiza bicolor</i>	Semillerito bicolor	LC	Granívoro
	<i>Nemosia pileata</i>	Trinadora pechiblanca	LC	Invertivoro
	<i>Saltator coerulescens</i>	Saltador papayero	LC	Omnívoro
	<i>Saltator maximus</i>	Saltador ajicero	LC	Frugívoro
	<i>Saltator striatipectus</i>	Saltador pío-judío	LC	Omnívoro
	<i>Sporophila minuta</i>	Espiguero ladrillo	LC	Granívoro
	<i>Sporophila nigricollis</i>	Espiguero capuchino	LC	Granívoro
	<i>Thraupis episcopus</i>	Azulejo común	LC	Omnívoro
	<i>Thraupis glaucocolpa</i>	Azulejo verdeviche	LC	Omnívoro
	<i>Thraupis palmarum</i>	Azulejo palmero	LC	Omnívoro
	<i>Volatinia jacarina</i>	Espiguero saltarín	LC	Granívoro
	<i>Campylorhynchus griseus</i>	Cucarachero chupahuevos	LC	Invertivoro
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus nuchalis</i>	Cucarachero blanquinegro	LC	Invertivoro
	<i>Troglodytes aedon</i>	Cucarachero común	LC	Invertivoro
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	Mirla parda	LC	Omnívoro
	<i>Turdus leucomelas</i>	Mirla buchiblanca	LC	Frugívoro
	<i>Elaenia chiriquensis</i>	Elenia chica	LC	Omnívoro
	<i>Elaenia flavogaster</i>	Atrapamoscas	LC	Invertivoro
	<i>Inezia tenuirostris</i>	Tiranuelo diminuto	LC	Invertivoro
	<i>Machetornis rixosa</i>	Sirirí bueyero	LC	Invertivoro
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	Bichofué picudo	LC	Invertivoro
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Atrapamoscas crestiparado	LC	Invertivoro
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Sirirí rayado	LC	Invertivoro
	<i>Myiozetetes similis</i>	Suelda social	LC	Invertivoro

	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bichofué	LC	Omnívoro
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Titiribí pechirojo	LC	Invertivoro
	<i>Sublegatus arenarum</i>	Atrapamoscasa rastrojero	LC	Invertivoro
	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Picoplano pechiamarillo	LC	Invertivoro
	<i>Tyrannus dominicensis</i>	Sirirí gris	LC	Omnívoro
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Sirirí Común	LC	Invertivoro
	<i>Tyrannus tyrannus</i>	Sirirí norteño	LC	Invertivoro
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Alegrín de cejas rojizas	LC	Invertivoro
Vireonidae	<i>Vireo chivi</i>	Chiví chiví	LC	Invertivoro
	<i>Vireo olivaceus</i>	Verderón ojirrojo	LC	Invertivoro

Anexo 1-6. Relación independiente de cada variable de diversidad y estructura de la vegetación con las variables de diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves.



CAPÍTULO 2. ¿Qué Comen las Aves en la Ciudad? Redes de Frugivoría en Ambientes Urbanos

2.1 Resumen

La degradación del hábitat causada por el crecimiento y desarrollo de las urbes ha promovido la homogenización del ambiente y la disminución progresiva de los procesos ecosistémicos, lo que conduce a la pérdida acelerada de biodiversidad. Específicamente, el conocimiento sobre los efectos de la urbanización sobre los servicios ecosistémicos, especialmente en la relación entre aves frugívoras y plantas, es escaso. En este estudio, se abordó el efecto de la urbanización en las propiedades estructurales de las redes de interacción de frugivoría entre aves y plantas del Bosque Seco Tropical en Valledupar, considerando la especialización, conectancia, tamaño de red, número de interacciones y pares interactuantes. Se encontró que la urbanización y la diversidad y estructura de la vegetación no tuvieron efecto significativo en las propiedades estructurales de las redes de frugivoría. Se determinó que la red de frugivoría en Valledupar muestra una estructura modular, y especies como *Ficus* sp., *Cordia alba*, *Pithecellobium dulce*, *Coccoloba acuminata*, *Saltator coerulescens*, *Thraupis episcopus*, *Thraupis glaucocolpa*, *Icterus nigrogularis* y *Pitangus sulphuratus* son importantes para mantener dicha estructura. Además, la ciudad de Valledupar enfrenta las consecuencias del alto impacto antrópico, reflejado en la pérdida de la biodiversidad y la homogenización de las comunidades bióticas. Por tanto, es urgente implementar planes de manejo y medidas de conservación en los bosques de galería del río Guatapurí, así como en áreas verdes, parques y cerros de la ciudad, para mitigar los efectos negativos del crecimiento urbano.

Palabras clave: Urbanización, Aves, Redes de interacción, Frugivoría, Especialización, Riqueza de especies.

2.2 Abstract

What Do Birds Eat in the City? Frugivory Networks in Urban Environments

Habitat degradation caused by the growth and development of cities has promoted the homogenization of the environment and the progressive deterioration of ecosystem processes, which leads to the accelerated loss of biodiversity. Specifically, knowledge about the effects of urbanization on ecosystem services, especially the relationship between frugivorous birds and plants, is scarce. This study addressed the effect of urbanization on the structural properties of frugivorous interaction networks between birds and plants of the Valledupar Tropical Dry Forest, considering specialization, connectance, network size, number of interactions, and interacting pairs. It was found that urbanization and vegetation diversity and structure did not have a significant effect on the structural properties of frugivory networks. It was determined that the frugivorous network in Valledupar presents a modular structure, with important species such as *Ficus* sp., *Cordia alba*, *Pithecellobium dulce*, *Coccoloba acuminata*, *Saltator coerulescens*, *Thraupis episcopus*, *Thraupis glaucocolpa*, *Icterus nigrogularis* and *Pitangus sulfuratus* are important to maintain this structure. In addition, the city of Valledupar faces the consequences of the high anthropic impact, reflected in the loss of biodiversity and the homogenization of biotic communities. Therefore, it is urgent to implement management plans and conservation measures in the gallery forests of the Guatapurí River, as well as in the green areas, parks and hills of the city, to mitigate the negative effects of urban growth.

Keywords: Urbanization, Birds, Interaction web, Frugivory, Specialization, Species richness.

2.3 Introducción

El crecimiento acelerado y mal planificado de las ciudades a nivel mundial ha tenido un impacto significativo sobre los ecosistemas y la biodiversidad asociada (Aronson et al., 2014; McKinney, 2002, 2006; Newbold et al., 2015). La urbanización, entendida como la degradación de los ecosistemas ocasionada por la presión antrópica repercute de manera negativa, disminuyendo la diversidad biótica y los procesos ecológicos que se desarrollan en estos sistemas (Evans et al., 2009; MacGregor-Fors, 2008; Marcacci et al., 2021; Meffert & Dzioc, 2013). El núcleo de estos procesos son las interacciones bióticas (Librán-Embid et al., 2021), entendidas como fenómenos donde dos o más especies interactúan entre sí de diversas maneras dentro de un ecosistema (Schneiberg et al., 2020; Tylianakis & Morris, 2017). Es así como las interacciones bióticas son importantes para el bienestar y la calidad de vida a las sociedades, a su vez, estas son fundamentales para el sostenimiento y buen funcionamiento de los ecosistemas (Librán-Embid et al., 2021; Marzluff & Ewing, 2008).

Particularmente, Uno de los taxones más afectados por la urbanización son las aves, las cuales presentan respuestas diferenciadas a los cambios ambientales, por lo que son consideradas como bioindicadores de la calidad de los ecosistemas (Ferenc et al., 2014; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2009; Suri et al., 2017). Se ha llegado a un conceso de que la riqueza de aves disminuye con la urbanización (Cristaldi et al., 2017; Palacio et al., 2018; Suárez-Castro et al., 2022), aumentando la abundancia de las aves generalistas capaces de adaptarse a estos ambientes (Marcacci et al., 2021; Paton et al., 2019; Schneiberg et al., 2020), lo que conduce a una homogenización biótica (Clergeau et al., 2006; Devictor et al., 2008; Leveau et al., 2015; McKinney, 2002, 2006). Debido a esto, se espera que los procesos ecológicos mediados por las aves, dentro de los cuales destacan la polinización, frugivoría y dispersión de semillas estén siendo perjudicados por este fenómeno, reduciendo y simplificando cada vez más las áreas en las cuales se desempeña (Fricke & Svenning, 2020; Librán-Embid et al., 2021; Ollerton et al., 2011; Schneiberg et al., 2020). A pesar de esto, el impacto de la urbanización sobre los procesos ecológicos como la frugivoría, han sido muy poco estudiados (Fricke & Svenning, 2020; Mubamba et al., 2022; Schneiberg et al., 2020) quedando aún mucho por descubrir.

Las interacciones entre aves frugívoras y plantas presentan patrones estructurales particulares, los cuales son estudiados a través del análisis de redes (Guimarães, 2020; Ramos-Robles et al., 2018). Estos análisis permiten revelar los patrones estructurales como la modularidad, caracterizada por la formación de compartimientos (módulos) dentro de la red, donde las especies que conforman cada módulo interactúan más entre ellas que con otras especies de la red (Olesen et al., 2007; Tylianakis et al., 2010). La importancia de este tipo de organización radica en que las perturbaciones se dispersan más lentamente en la red, por lo tanto, la modularidad le confiere estabilidad a la red frente a perturbaciones (Ramos-Robles et al., 2018; Tylianakis et al., 2010). Dentro de la red, las especies se diferencian en sus funciones ecológicas dependiendo de ciertos rasgos (p.e. tamaño, abundancia, nicho trófico, entre otros) (Acevedo-Quintero et al., 2020b; Ramos-Robles et al., 2018; Schleuning et al., 2015). Por ejemplo, se ha demostrado, que los frugívoros que incluyen una gran variedad de plantas en sus dietas, podrían estar conectando los diferentes módulos de la red (Ramos-Robles et al., 2018). Por lo anterior muchos rasgos son útiles para identificar los roles que las especies tienen dentro de la red (p. e. hub de módulo, hub de red, conectores y periféricos) (Olesen et al., 2007; Ramos-Robles et al., 2018).

La creciente literatura sobre los efectos de la urbanización y de la diversidad y estructura de la vegetación sobre las propiedades de las redes de interacción de frugivoría, concluyen que factores inherentes a la urbanización como el aumento de la cobertura urbana (Marjakangas et al., 2020; Schneiberg et al., 2020) y la introducción de especies exóticas (Fricke & Svenning, 2020) afectan negativamente los ensamblajes de aves urbanos. Este efecto ocasiona la pérdida de las aves especialistas en el uso de los recursos (Schneiberg et al., 2020), conduciendo a una homogenización de los mismos. Mubamba et al. (2022) demuestra que las redes de interacción de frugivoría en los ambientes urbanos, presentan una menor especialización, y una mayor generalización y equidad en estas interacciones, confiriéndole a la red una mayor robustez frente a extinciones de las especies.

El bosque seco tropical (Bs-T) es el ecosistema más amenazado en Colombia (García et al., 2014; González-M et al., 2018). Con menos del 10% de la cobertura original, este ecosistema ha sufrido una fuerte presión por la urbanización (González-M et al., 2018; Ocampo-Peñuela et al., 2022). Sin embargo, siguen siendo escaso el entendimiento de los efectos que ocasiona el proceso de urbanización sobre la biodiversidad, en particular,

sobre los servicios ecosistémicos como el consumo y la dispersión de frutos y semillas; y específicamente en ambientes de Bs-T. (Acevedo-Quintero et al., 2020).

Dado que la urbanización afecta negativamente a los ensamblajes de aves y sus servicios ecosistémicos asociados, el objetivo principal de este trabajo fue identificar y cuantificar el cambio en las propiedades estructurales de las redes individuales de frugivoría ave-planta en los ambientes urbanos. Además, identificar las especies de aves y plantas importantes para el mantenimiento de la estructura de la red de la ciudad. Para ello, se caracterizaron las redes de frugivoría en varios puntos de la ciudad y se calcularon los valores de especialización (H2), conectancia (C), tamaño de la red (TR), número de interacciones (IT) y pares interactuantes (Par) y se relacionó con la estructura y diversidad de la vegetación en un gradiente de urbanización. Se espera que el aumento de la urbanización y la homogenización del paisaje actúen como filtro ambiental, provocando una homogenización en el ensamblaje de aves, dado por la pérdida de frugívoros especialistas y aumento en la dominancia de frugívoros generalistas (Buitrón-Jurado & Sanz, 2021; Morante-Filho et al., 2018; Palacio et al., 2016; Rodewald et al., 2014). Esto conlleva a una pérdida de las interacciones especialistas causando una disminución en la especialización de las redes de frugivoría y aumento en el grado de generalización (Menke et al., 2012; Schneiberg et al., 2020).

2.4 Materiales y métodos

2.4.1 Área de estudio

La ciudad de Valledupar se ubica en el Valle del Cacique de Upar, en el departamento del Cesar, en la región Caribe colombiana. La altitud promedio de la ciudad es de 180 metros sobre el nivel del mar (msnm), con un pico máximo de 350 msnm en el Cerro de las Antenas. Las temperaturas ambientales oscilan entre 22 y 42°C, y la precipitación media anual de 961 mm. La humedad alcanza un promedio cercano al 75 % entre los meses de septiembre y noviembre (IDEAM, 2013). En esta región se han identificado dos periodos de máxima lluvia: el primero entre los meses de abril y mayo, y el segundo entre septiembre y noviembre (IDEAM, 2013). Las épocas de menor precipitación son de diciembre a marzo y de junio a julio, siendo la primera menos intensa que la segunda. La ciudad de Valledupar se encuentra en la zona de vida de Bosque seco Tropical (Bs-T),

aunque gran parte de la vegetación corresponde a especies exóticas como el Neem (*Azadirachta indica*) y el Mango (*Mangifera indica*), con algunos remanentes de vegetación nativa donde se destaca el Uvito o Pegapega (*Cordia alba*). Sobre el oriente, la ciudad está bordeada por el río Guatapurí, que nace en la Sierra Nevada de Santa Marta y fluye hacia el sur hasta desembocar en el Río Cesar. Dentro de la matriz urbana de Valledupar, se seleccionaron un total de 15 puntos de muestreo (Figura 2-1) con un área de 1,76 ha, distribuidos a lo largo de un gradiente de urbanización, siguiendo el criterio establecido por Correa-Ayram et al. (2020). Con el fin de garantizar la independencia entre los puntos de muestreo, se separados por una distancia superior a 200 metros entre sí (Melo et al., 2020; Morelli et al., 2017).

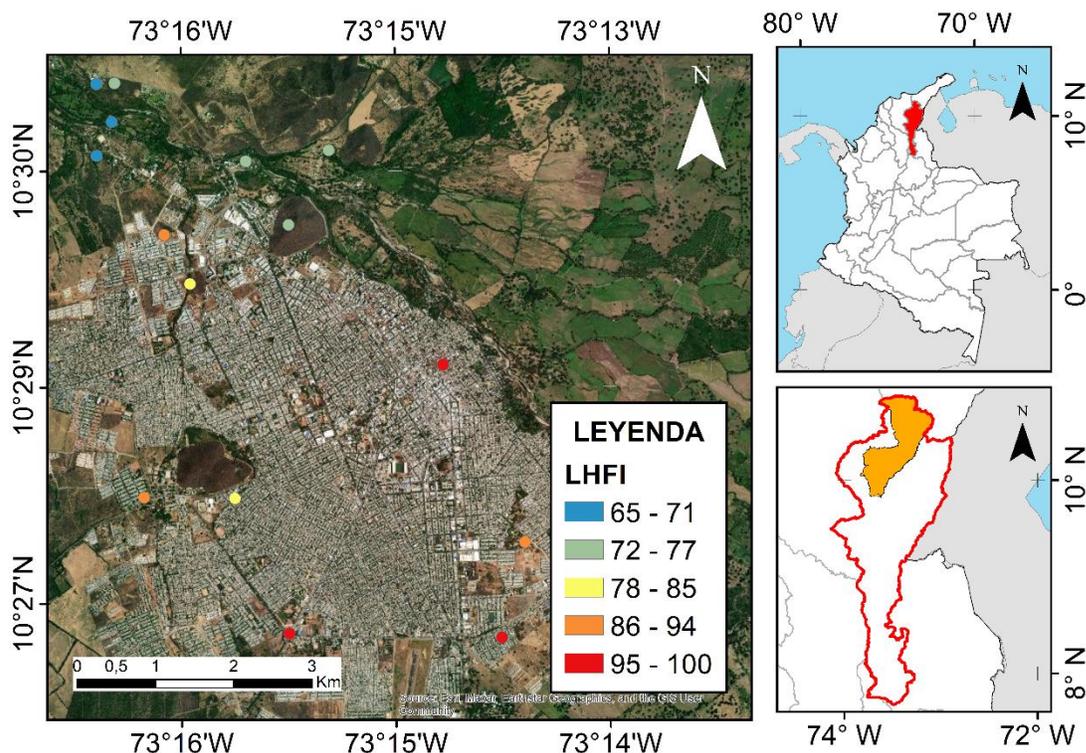


Figura 2-1. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo. LHFH: Índice de Huella Humana Heredado.

2.4.2 Grado de urbanización y vegetación

Para evaluar los efectos de la urbanización sobre las propiedades estructurales de las redes de frugivoría, se utilizaron 10 variables independientes (Tabla 2-1): una variable a escala de paisaje y nueve variables de diversidad y estructura de la vegetación. Como variable del paisaje, se utilizó el índice de huella humana heredado (Legacy Human Footprint Index - LHFI), propuesto inicialmente por Sanderson et al. (2002) y actualizado para Colombia por Correa-Ayram et al. (2020). El cual proporciona una herramienta para cuantificar el fenómeno de la urbanización, ya que incorpora siete variables espaciales inherentes a la urbanización, como el aumento de la densidad poblacional, la distancia a las vías, la distancia a los asentamientos humanos, el índice de fragmentación de la vegetación natural, el índice de biomasa relativo al potencial natural, el tipo de uso de la tierra y el tiempo de intervención de los ecosistemas en años. El rango de este índice va de 0 a 100, donde 0 indica un impacto antropogénico nulo y 100 indica un efecto antropogénico elevado (Correa-Ayram et al., 2020; Ocampo-Peñuela et al., 2022).

La estructura y diversidad de la vegetación, se cuantificó en parcelas circulares con un radio de 75 m (1,76 ha). Se midieron todas las plantas que presentaron un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm. La vegetación fue muestreada una vez durante enero 2023. Esta información se utilizó para calcular las variables de diversidad y estructura de la vegetación, donde se consideraron 9 parámetros (Magurran, 1988; Moreno, 2001): índice de Shannon, Diversidad de Jost (Jost, 2006), índice de Simpson, Inverso de Simpson, índice de equidad de Pielou, altura promedio, el área basal y el índice de complejidad de cada punto de muestreo. Los cuales, se calcularon con el paquete “*BiodiversityR*” (Kindt & Coe, 2005) en el software R (R Core Team, 2023, versión 4.2.3).

Tabla 2-1. Variables independientes.

Variable	Abreviatura	Descripción
Índice de Huella Humana	LHFI	Valor del índice de huella humana heredado
Índice de Shannon	H'	$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$
Diversidad de Jost	D'	$D' = \exp(H')$
Índice de Simpson	D	$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$

Inverso de Simpson	$\exp(D)$	
Índice de Equidad de Pielou	J'	$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$
Área basal de la parcela (m ²)	Gt	$Gt = \pi r^2 = \frac{\pi d^2}{4}$
Altura promedio (m)	HP	Promedio de la altura de los árboles en la parcela (DAP > 10 cm)
Número de especies totales	S	Riqueza de especies (DAP > 10 cm)
Índice de complejidad	IC	$IC = (S)(N)(Gt)(HP) * 10^{-3}$

2.4.3 Caracterización de las interacciones

Los muestreos de campo se efectuaron entre los días 6 y 25 de julio de 2022 y del 11 del 31 de enero de 2023, con un total de 18 visitas a cada uno de los puntos de muestreo. Las observaciones se realizaron en las horas de mayor actividad de las aves, desde las 6:00 hasta las 10:30, variando la hora de visita a cada punto (Suri et al., 2017). Dentro de los puntos previamente seleccionados, dos observadores realizaron recorridos no sistemáticos de una hora de duración, en donde de manera activa, registraron e identificaron las especies de aves y plantas que presentaron interacción. De esta forma, se construyó una matriz de interacciones aves – planta (i – j, respectivamente) con la frecuencia de la interacción. Además, se tomaron los datos de las abundancias de las aves que presentaron interacciones de frugivoría (p. e. número de individuos de la misma especie en un evento de interacción), estrato de forrajeo (p. e. 0 m, 0 – 2 m, 2 – 4 m y > 4 m) y comportamiento de forrajeo (p. e. picoteo, ingestión, transporte y destrucción). Lo anterior se combinó con el método de observación focal (Acevedo-Quintero et al., 2020; Jordano, 2016) en plantas que presentaron frutos o semillas. Estas observaciones tuvieron una duración de cinco minutos por cada planta. Se consideró un evento de frugivoría cualquier consumo parcial o total de un fruto o semilla (Acevedo-Quintero et al., 2020).

Las aves observadas fueron identificadas mediante el uso de bibliografía especializada (Ayerbe-Quiñones, 2022; Hilty & Brown, 1986; McMullan et al., 2018), basándose en el reconocimiento de patrones de forma, color y distribución geográfica. Las plantas colectadas fueron identificadas por expertos del Herbario de la Universidad de Antioquia (HUA). Toda la información recopilada se registró en bases de datos digitales utilizando la aplicación Memento® (formatos de campo digitales).

La información recopilada se analizó de la siguiente manera: por un lado, para identificar las respuestas de las propiedades estructurales de las redes de frugivoría a los ambientes urbanos, se construyeron redes de frugivoría individuales para cada punto de muestreo de la ciudad. Por el otro lado, para identificar el patrón de organización estructural de la red y las especies importantes en el mantenimiento de dicha estructura, se construyó una red general de frugivoría para la ciudad basada en las observaciones de todos los puntos de muestreo. Las propiedades de las redes de interacción ave-planta se calcularon utilizando matrices cuantitativas, este tipo de matrices ofrecen un análisis más robusto de los parámetros calculados (Dormann et al., 2009; Schneiberg et al., 2020).

Para el análisis de las propiedades estructurales de las redes en cada punto de muestreo, se calcularon las siguientes propiedades: la especialización (H2), conectancia (C), el tamaño de la red (TR), las interacciones totales (IT) y el número de pares interactuantes (Par). H2 permite conocer que tan selectiva son las interacciones, es decir, que tan especialista o generalista es una red de interacción (Martínez-Falcón et al., 2019; Schneiberg et al., 2020). Valores cercanos a cero es una red generalista y cercanos a 1 es especialista (Blüthgen, 2010; Buitrón-Jurado & Sanz, 2021). Se verificó la significancia de los valores de H2 de cada red mediante modelos nulos de Patefield (1000 modelos) (Acevedo-Quintero et al., 2020). Luego, a cada una de estas matrices nula se le calculó H2, estos valores se compararon con el valor de H2 de la matriz original. Si el 5% o menos del valor de H2 de los modelos nulos son menores al H2 de la matriz original, se considera que el valor de H2 de la red difiere de lo esperado por el azar. La conectancia mide la proporción del número de interacciones observadas sobre el número de interacciones potenciales (filas x columnas) (Martínez-Falcón et al., 2019). Valores altos quieren decir que fueron observadas la mayoría de las interacciones potenciales, por lo tanto, la red está compuesta de especies generalistas y viceversa (Martínez-Falcón et al., 2019). El tamaño de la red indica cuantas especies la conforman, está dada por la sumatoria de las especies de la red (filas + columnas). Los eventos de interacción se refieren a la sumatoria de la frecuencia de las interacciones de la red. Los pares interactuantes es la cantidad de interacciones de la red. Todas estas propiedades se cuantificaron utilizando el paquete “*bipartite*” (Dormann et al., 2008) el software R (R Core Team, 2023, versión 4.2.3).

Para identificar la estructura de la red general, se calculó la modularidad (Q) (Beckett, 2016). Este índice tiene un rango de 0 a 1, donde valores cercanos a 1 indican alta

modularidad y viceversa. Para verificar la significancia de Q , se elaboraron modelos 100 nulos de Patefield (Patefield, 1981). Luego, a cada una de estas matrices nula se le calculó Q , estos valores se compararon con el valor de Q de la matriz original. Si el 5% o menos del valor de Q de los modelos nulos son menores al Q de la matriz original, se considera que la red no se estructura de manera aleatoria, por lo tanto, corresponde a una red modular. Posteriormente, se identificaron las especies más importantes en la red ave-planta de la ciudad de Valledupar mediante los valores c y z , los cuales evalúan el papel funcional de las especies en el mantenimiento de la estructura de la red (Ramos-Robles et al., 2018; Tylianakis et al., 2010). El valor c determina la conectividad entre módulos, es decir, que tanto las especies interactúan con diferentes módulos (Tylianakis et al., 2010). Altos valores de c se interpretan como las especies conectoras, es otras palabras, son las que conectan o unen diferentes sectores de la red (Ramos-Robles et al., 2018). El valor z establece que tanto interactúan las especies con los demás integrantes de su módulo (Ramos-Robles et al., 2018). Altos valores de z indican que estas especies son conectores dentro de su propio módulo (Ramos-Robles et al., 2018; Vidal et al., 2014). Altos valores de c y z indican que la especie es super-generalista, actuando como conector y como hub de módulo al mismo tiempo (Olesen et al., 2007; Tylianakis et al., 2010). Estos valores se cuantificaron utilizando el paquete “*bipartite*” (Dormann et al., 2008) el software R (R Core Team, 2023, versión 4.2.3).

2.4.4 Análisis de datos

Con los datos de las redes de cada punto de muestreo, se investigaron los efectos de la urbanización y de la vegetación (diversidad y estructura) sobre las propiedades estructurales de las redes de frugivoría, mediante modelos de regresión lineal múltiples.

Antes de construir los modelos, se verificó si las variables respuesta seguían una distribución normal mediante la prueba de Shapiro-Wilk (Box & Cox, 1964) (Anexo 2-1). También se realizó una prueba de autocorrelación espacial utilizando la prueba I de Moran (Bravo-López, 2021; Siabato & Guzmán-Manrique, 2019) para comprobar si las variables presentaban autocorrelación espacial (Anexo 2-2). Para determinar la mejor combinación de variables predictoras y evaluar si había problemas de multicolinealidad, se calculó el Factor de Inflación de Varianza (VIF) (Dormann et al., 2013) utilizando el paquete “*USDM*” (Naimi et al., 2014) (Anexo 2-3). Las variables con un VIF > 4,0 se excluyeron de los

análisis debido a su alta correlación (Melo & Piratelli, 2023; Naimi et al., 2014). En total, ocho variables fueron excluidas debido a un VIF > 4 (S, Gt, SN, IC, H', exp(D), J, D).

Para evaluar cuál o cuáles variables predictoras explican mejor la variación en H2, C, IT, TR y Par de las redes de frugivoría, se construyeron modelos de regresión múltiple. Después, se realizó una selección de variables mediante el método "Backward" con el paquete "MASS" (Venables & Ripley, 2002). Este método consiste en eliminar las variables que no aportan información significativa al modelo (Venables & Ripley, 2002). Finalmente, se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Akaike, 1974; Burnham & Anderson, 2002) para seleccionar los modelos que mejor explican la variación de los datos (Burnham & Anderson, 2002) (Anexo 2-4).

Con los valores de c y z se categorizaron las especies según su función en el mantenimiento de la estructura de la red, las cuales son: hubs de red, hubs de módulo, conectores y periféricos. Para esto se construyó un gráfico con los valores del grado de conectividad entre módulos (c) en el x, y los valores del grado de conectividad dentro del módulo (z) en el eje y. Se estableció un umbral con el 95% de los datos de estos valores

2.5 Resultados

2.5.1 Grado de urbanización y vegetación

Los puntos de muestreo tuvieron una variación en la riqueza y estructura del ensamblaje de plantas, así mismo, abarcaron un gradiente del LHF1 que va de 65 a 100. Se registró un total de 2132 individuos de plantas (125 spp), de los cuales 1613 (75,6%) fueron nativos (98 spp) y 519 exóticos (27 spp). En términos de riqueza de especies, el 78,4% son plantas nativas, mientras que el 21,6% son especies exóticas. Las plantas nativas más abundantes fueron *Handroanthus cf bilbergii* (7,8%), *Guazuma ulmifolia* (6,8%) y *Caesalpinia cf coriaria* (4,8). Las plantas exóticas más abundantes fueron *Mangifera indica* (12,0%), *Piptadenia sp.1* (3,0%) y *Platymiscium pinnatum* (2,7%). La abundancia de plantas (N) cambió de 620 a 63 individuos entre los sitios. La altura promedio (HP) varió entre 6,72 m - 17,61 m. El índice de Simpson tuvo un rango de 0,62 a 0,95. El área basal de los puntos de muestreo tuvo un intervalo de 4,04 m a 31,4 m. El número de especies de plantas varió de 9 a 50.

2.5.2 Redes de frugivoría y urbanización

Se calculó el valor de la especialización (H2), conectancia (C), Interacciones totales (IT) y tamaño de la red (TR) y los pares interactuantes (Par) de cada sitio. El promedio de H2 de las redes fue de $0,507 \pm 0,170$ (SD) con un rango de 0,276 – 0,829. La conectancia tuvo un promedio de $0,387 \pm 0,074$ (SD) y varió de 0,475 a 0,275. El promedio del número de interacciones totales fue de $21,2 \pm 15,1$ (SD) con una variación entre 58 – 6. El tamaño de la red tuvo un promedio de $17,2 \pm 7,7$ (SD) con un rango entre 34 – 8. Finalmente, el rango de variación de los pares interactuantes es de 58 a 6 pares por sitio, con promedio de 21.2 ± 15.1 (SD).

Los resultados de los modelos (Tabla 2-2) mostraron que para explicar la variación en H2 el mejor modelo incluyó el LHFI y J', pero ninguna de estas variables tuvo un efecto estadísticamente significativo. Ninguna de las variables del modelo explicó los cambios en la conectancia y tamaño de las redes, siendo mejor el modelo nulo. Es decir, que ninguna de las variables ambientales explicó los cambios en C y TR. El modelo final de las interacciones totales mostró dos variables útiles que explicaron el cambio de esta variable: LHFI e IC. Sin embargo, ninguna de estas variables tuvo influencia significativa sobre IT. Finalmente, la urbanización (LHFI) y el índice de complejidad (IC) fueron las variables que mejor explicaron los cambios en el número de pares interactuantes (Par). Aunque ambas variables fueron útiles en este modelo, ninguna ejerció una influencia suficientemente significativa sobre la variable respuesta.

Tabla 2-2. Parámetros de los modelos finales de las propiedades de las redes de frugivoría.

Variable respuesta	Modelo final	Valor – p de las variables	R Cuadrado Ajustado
H2	H2 ~ LHFI + J'	0,196, 0,222	0,023
C	C ~ 1	-	-
TR	TR ~ 1	-	-
IT	IT ~ LHFI + IC	0,082, 0,163	0,166
Par	Par ~ LHFI + IC	0,109, 0,135	0,226

2.5.3 ¿Qué comen las aves en la ciudad de Valledupar?

En la red general de frugivoría de Valledupar, se registraron 738 interacciones, en las cuales participaron 41 especies de aves y 25 especies de plantas (Figura 2-2). El ave con mayor frecuencia de interacciones fue el saltador ajicero (*Saltator coerulescens*) con 138 eventos de interacción, lo que representa el 18,6% del total de las interacciones registradas, seguido del periquito bronceado (*Brotogeris jugularis*), al cual se le registraron 95 interacciones de frugivoría, que corresponde al 12,8% de las interacciones. Luego se encuentra el azulejo glauco (*Thraupis glaucocolpa*), que presenta 73 eventos de interacciones, equivalente al 9,9% del total de interacciones.

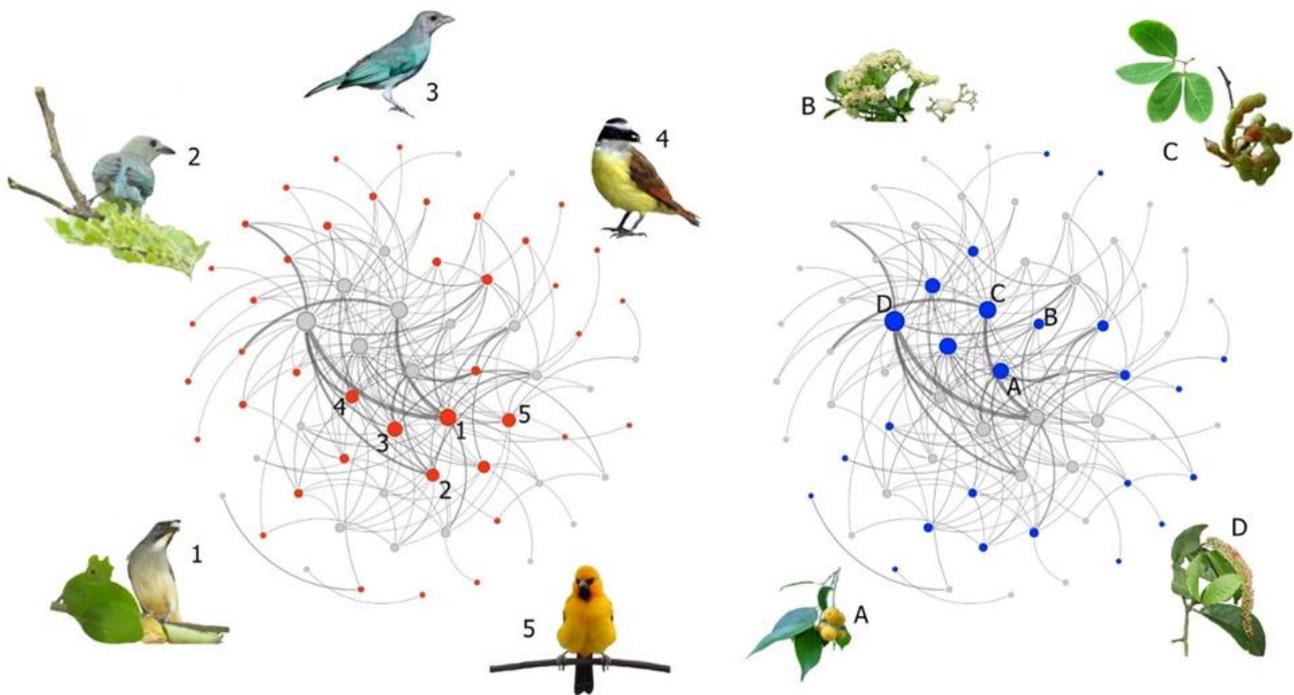


Figura 2-2. Red de frugivoría de la ciudad de Valledupar. Los círculos rojos y azules corresponden a las aves y a las plantas respectivamente. El tamaño de los círculos hace referencia al número de interacciones de cada especie. El ancho de las líneas hace referencia a la frecuencia de la interacción. Se destacan las plantas y aves importantes en el mantenimiento de la estructura de la red. A: *Ficus* spp; B: *Cordia alba*; C:

Phithecellobium dulce; D: *Coccoloba acuminata*; 1: *Saltator coerulescens*; 2: *Thraupis episcopus*; 3. *Thraupis glaucocolpa*; 4: *Pitangus sulphuratus*; 5: *Icterus nigrogularis*.

Por otro lado, la planta que mayor frecuencia de interacciones sostuvo fue *Ficus* spp. con 128 eventos de interacción, representando el 17,3% del total de las interacciones de frugivoría, seguido de él árbol palo rosa (*Aspidosperma polyneuron*) con 119 interacciones, equivalente al 16,1% de las interacciones reportadas. Luego se encuentra en mango (*M. indica*) con 104, representando el 14,1% del total de las interacciones reportadas.

En cuanto al número de plantas visitadas por las aves, se tiene que el saltador papayero (*S. coerulescens*) y azulejo glauco (*T. glaucocolpa*) son las aves que más especies de plantas visitan (consumen), con 14 y 13 especies de plantas visitadas respectivamente, que corresponden al 70% y 65% del total de las plantas a las cuales se le registraron interacciones, respectivamente. Luego se encuentran el turpial amarillo (*Icterus nigrogularis*), el bichofué (*Pitangus sulphuratus*) y el azulejo común (*Thraupis episcopus*) con 10 especies de plantas consumidas cada uno, equivalentes al 50% de las especies de plantas con interacciones de frugivoría.

Referente a la cantidad de aves que visitaron a cada planta, se tiene que *A. polyneuron* recibió la mayor cantidad de visitantes, con más de la mitad de las aves (63,3%) que presentaron interacciones de frugivoría, luego se encuentra *Ficus* spp con 14 especies, que equivale al 46,6% de las aves frugívoras. Luego se encuentran el mango (*M. indica*) y el jambolán (*Syzygium cumini*) con 11 especies de aves que visitaron a cada una, esto representa el 36,6% de las aves frugívoras.

La estructura de la red de la ciudad de Valledupar mostró un patrón modular significativo ($Q = 0,316$; valor $- p = 0$) formado por siete módulos. Las especies de aves y plantas más importantes para el mantenimiento de la estructura de la red fueron dadas por los altos valores c y z Figura 2-3. Funciones de las especies en el mantenimiento de la estructura de la red. Se muestra el grado de conectividad dentro del módulo (z) y el número de interacciones entre módulos (c). Las líneas horizontales (z) y verticales (c) corresponden al umbral obtenido del 95% de los valores utilizados para calcularlo.. Por el lado de las plantas, el maíz tostao (*Coccoloba acuminata*) y el chiminango (*Pithecellobium dulce*) son las especies que conectan los módulos de la red. Una planta del género *Ficus* spp y el

uvito (*Cordia alba*) son las plantas que conectan sus propios módulos. Finalmente, ninguna planta presentó una combinación de los valores c y z lo suficientemente altos para ser catalogada como hub de red. Para las aves, se tiene que el azulejo común (*T. episcopus*) y el azulejo glauco (*T. glaucocolpa*) son especies conectoras de módulos, mientras que el turpial amarillo (*I. nigrogularis*) y el bichofué (*P. sulphuratus*) son aves conectoras dentro de sus módulos. El saltador ajicero (*S. coerulescens*) es el ave que cobra una mayor importancia dentro de la red de frugivoría de Valledupar, ya que esta especie es conectora de los módulos y además mantiene conectado su propio módulo, por lo tanto, es considerada un hub de red.

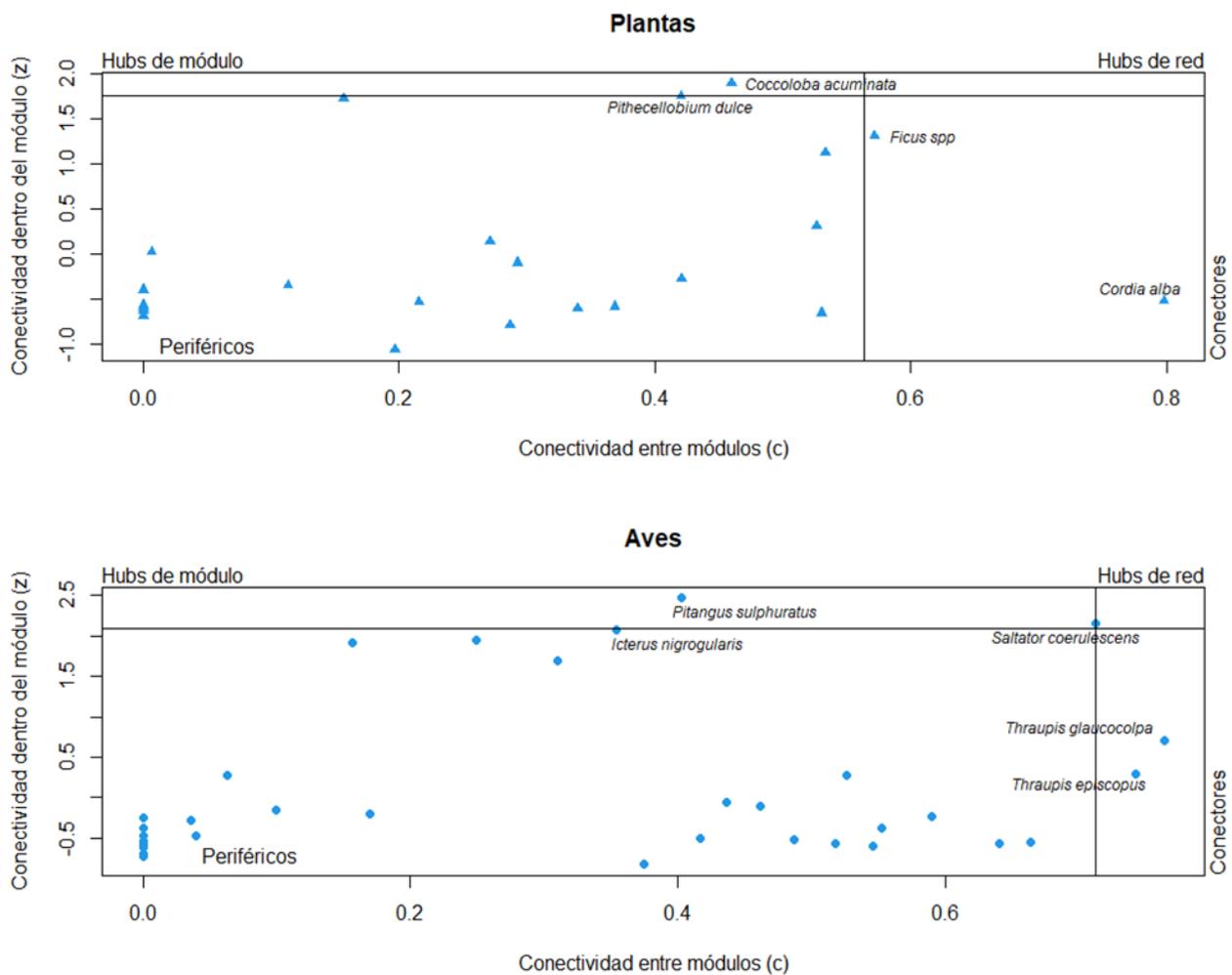


Figura 2-3. Funciones de las especies en el mantenimiento de la estructura de la red. Se muestra el grado de conectividad dentro del módulo (z) y el número de interacciones

entre módulos (c). Las líneas horizontales (z) y verticales (c) corresponden al umbral obtenido del 95% de los valores utilizados para calcularlo.

2.6 Discusión

2.6.1 Redes de frugivoría y urbanización

El objetivo de este trabajo fue identificar el efecto de la urbanización y de la estructura y diversidad de la vegetación sobre las propiedades estructurales de las redes de interacción ave-planta, medido a través de: H2, C, TR, IT y Par. Los resultados señalaron que las redes de frugivoría de la ciudad son pequeñas, conformadas por un núcleo de aves generalistas y muy pocas especialistas. El bajo poder explicativo de estos modelos puede deberse a que Valledupar es una ciudad con un paisaje altamente urbanizado, y los ensamblajes de aves ya se encuentran estructurados debido al filtro ambiental que impone la urbanización. Ocasionando una homogenización biótica de los ensamblajes de aves (Fricke & Svenning, 2020; Leveau et al., 2015; McKinney, 2006; Schneiberg et al., 2020). Esto hace que se pierdan especies e interacciones especialistas, causando un declive en los procesos ecosistémicos (Fricke & Svenning, 2020; Palacio et al., 2016; Schleuning et al., 2015).

Esta investigación no se encontró evidencia de que la urbanización y la estructura y diversidad de la vegetación tienen un efecto significativo sobre las redes de frugivoría de los ensamblajes de aves urbanos. La pérdida de especies es uno de los factores que más afectan la estructura y estabilidad de las redes ave-planta (Schneiberg et al., 2020; Tylianakis & Morris, 2017). Se han reportado una homogenización de las comunidades bióticas debido a efectos negativos de la urbanización (Clergeau et al., 2006; Leveau et al., 2015; Mayorga et al., 2020; McKinney, 2006). Este fenómeno hace que se pierdan las especies especialistas y se establezcan unas pocas especies generalistas (Machado-de-Souza et al., 2019; Martins et al., 2022; Schneiberg et al., 2020; Vidal et al., 2014). Dado lo anterior y teniendo en cuenta que la ciudad de Valledupar tiene altos niveles de urbanización (Correa-Ayram et al., 2020), estos resultados sugieren que es muy probable que los ensamblajes de aves ya estén estructurados y homogenizados bajo este filtro ambiental. Por ende, las redes de frugivoría están compuestas de aves adaptadas a los

ambientes urbanos (generalistas) y no estén siendo afectadas con respecto al gradiente de urbanización y estructura y diversidad de la vegetación.

2.6.2 ¿Qué comen las aves en la ciudad de Valledupar?

Se encontró que, en la ciudad de Valledupar, las aves se alimentan principalmente de plantas como *C. acuminata*, *Ficus* spp. y *M. indica*, que presentaron una mayor tasa de frugivoría. Sin embargo, dentro de la red ave-planta de la ciudad, las plantas más importantes fueron *C. acuminata*, *C. alba*, *P. dulce* y *Ficus* spp., destacando especialmente la presencia de *Ficus* spp. en la plaza Alfonso López Pumarejo, lo que confirma su papel central como conectores en estas redes, según estudios previos (Acevedo-Quintero et al., 2023; Mubamba et al., 2022; Palacio et al., 2016). Estas plantas, además de tener disponibilidad de alimento durante la mayor parte del año gracias a sus patrones fenológicos (Acevedo-Quintero et al., 2023; Palacio et al., 2016), también presentan frutos visibles que atraen a las aves, lo que aumenta las tasas de visitas (Mubamba et al., 2022). Esta capacidad de las aves para rastrear su alimento en el tiempo y el espacio aumenta su riqueza en áreas con mayor diversidad de plantas con frutos carnosos (Buitrón-Jurado & Sanz, 2021). Por lo tanto, enriquecer las áreas verdes de Valledupar y los bosques de galerías del río Guatapurí con plantas como *C. acuminata*, *C. alba*, *P. dulce* y especies nativas del género *Ficus* contribuiría al mantenimiento de los patrones estructurales y la estabilidad de la red trófica de la ciudad.

Otro aspecto importante es la significancia de las aves de los géneros *Thraupis* y *Saltator* en las redes de Valledupar. Estas aves pertenecientes a la familia Thraupidae desempeñan un papel relevante como conectores de diferentes módulos de la red, debido a su baja especificidad en la dieta y su capacidad para explorar una amplia gama de recursos (Mubamba et al., 2022; Palacio et al., 2016). Además, estas especies desempeñan un papel crucial como dispersores de semillas en las redes de frugivoría (Schleuning et al., 2014; Vidal et al., 2014). Por otro lado, las aves frugívoras especialistas, como palomas (*Patagioenas* spp), tucanes (*Ramphastos* spp), oropéndolas (*Psarocolius* spp) y guacharacas (*Ortalis* spp), no se encuentran presentes en las redes tróficas de Valledupar, lo que sugiere un alto impacto antrópico en el Bosque seco tropical (Bs-T) y una homogenización del ensamblaje de aves debido a la urbanización (Acevedo-Quintero et al., 2020; Buitrón-Jurado & Sanz, 2021; Rumeu et al., 2020). Esto también respalda los

hallazgos de otros estudios que indican la pérdida de aves frugívoras especialistas debido al efecto del filtro ambiental impuesto por la urbanización, lo que lleva a una disminución del grado de especialización en las redes urbanas (Fricke & Svenning, 2020; Schneiberg et al., 2020).

La ciudad de Valledupar se distingue por presentar un grado de urbanización que va de 65 a 100, lo cual refleja un alto impacto antropogénico sobre el Bs-T (Correa-Ayram et al., 2020; Ocampo-Peñuela et al., 2022), lo que puede tener efectos significativos sobre la biodiversidad y los procesos ecosistémicos. El alto grado de urbanización representa un desafío importante para la conservación de la biodiversidad en la ciudad de Valledupar. La pérdida de hábitats naturales debido a la expansión urbana puede llevar a la disminución de la diversidad de especies y al empobrecimiento de las interacciones ecológicas en la red trófica. Es necesario generar medidas e insumos de conservación que permitan a las autoridades locales promover y propiciar acciones para la recuperación de Valledupar y el Bs-T, con el fin de mitigar los efectos negativos de la urbanización.

Además, es importante destacar que el desarrollo urbano ha subestimado la importancia de áreas verdes y espacios naturales dentro de la ciudad (cerro Hurtado, cerro Santo Ecce Homo, parques y bosques de galería alrededor del río Guatapurí). La preservación y creación de parques y áreas verdes urbanas pueden proporcionar hábitats adecuados para la fauna local, incluyendo las aves frugívoras. Estos espacios pueden actuar como refugios para la vida silvestre y promover la permanencia de especies en ambientes urbanos altamente modificados. Al mismo tiempo, el aumento del área y cobertura vegetal dentro de la ciudad de Valledupar también puede tener un impacto positivo en la riqueza de la avifauna nativa. Estudios previos han demostrado que un incremento en la complejidad de la vegetación puede aumentar la diversidad de especies de aves en paisajes urbanos (Evans et al., 2009; Machado-de-Souza et al., 2019; Morante-Filho et al., 2018; Suri et al., 2017). Por lo tanto, la incorporación de áreas verdes y vegetación diversa en el diseño y planificación urbana puede ser una estrategia efectiva para promover la conservación de la avifauna local, aportando a la recuperación del Bs-T en Valledupar y el Cesar.

2.7 Literatura citada

- Acevedo-Quintero, J. F., Zamora-Abrego, J. G., & García, D. (2020). From structure to function in mutualistic interaction networks: Topologically important frugivores have greater potential as seed dispersers. *Journal of Animal Ecology*, *89*(9), 2181–2191. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13273>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, *19*(6), 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Aronson, M., La Sorte, F., Nilon, C., Katti, M., Goddard, M., Lepczyk, C., Warren, P., Williams, N., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Ayerbe-Quiñones, F. (2022). *Guía Ilustrada de la Avifauna Colombiana* (Tercera Edición).
- Beckett, S. J. (2016). Improved community detection in weighted bipartite networks. *Royal Society Open Science*, *3*(1), 140536. <https://doi.org/10.1098/rsos.140536>
- Blüthgen, N. (2010). Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology*, *11*(3), 185–195. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.01.001>
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, *26*(2), 211–243. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1964.tb00553.x>
- Bravo-López, P. E. (2021). Autocorrelación espacial - Índices para determinar su presencia en datos geográficos: Breve revisión de la literatura. *Universidad-Verdad*, *1*(78), 48–61. <https://doi.org/10.33324/uv.v1i78.351>

- Buitrón-Jurado, G., & Sanz, V. (2021). Specialization increases in a frugivorous bird–plant network from an isolated montane forest remnant. *Community Ecology*, 22(3), 261–274. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00010-x>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach* (Second). Springer.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127(3), 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>
- Correa-Ayram, C. A., Etter, A., Díaz-Timoté, J., Rodríguez Buriticá, S., Ramírez, W., & Corzo, G. (2020). Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. *Ecological Indicators*, 117, 106630. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106630>
- Cristaldi, M. A., Giraudo, A. R., Arzamendia, V., Bellini, G. P., & Claus, J. (2017). Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *Journal of Natural History*, 51(39–40), 2385–2404. <https://doi.org/10.1080/00222933.2017.1371803>
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252–261. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00364.X>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dormann, C. F., Fründ, J., Blüthgen, N., & Gruber, B. (2009). *Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks*.
- Dormann, C. F., Gruber, B., & Fründ, J. (2008). Introducing the bipartite Package: Analysing Ecological Networks. *Interacción*, 8(2). <http://erzuli.ss.uci.edu/R.stuff>.

- Evans, K. L., Newson, S. E., & Gaston, K. J. (2009). Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, *151*(1), 19–39. [https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00898.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00898.x)
- Ferenc, M., Sedláček, O., Fuchs, R., Dinetti, M., Fraissinet, M., & Storch, D. (2014). Are cities different? Patterns of species richness and beta diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, *23*(4), 479–489. <https://doi.org/10.1111/GEB.12130>
- Fricke, E. C., & Svenning, J. C. (2020). Accelerating homogenization of the global plant–frugivore meta-network. *Nature*, *585*(7823), 74–78. https://idp.nature.com/authorize/casa?redirect_uri=https://www.nature.com/articles/s41586-020-2640-y&casa_token=zZ_VGN12vylAAAAA:UwMfAmFfeMJXHhdobustnUvdXDzP9fgXcpWTkklvwvzrAQ86L-HwlGowMfRF7I9xJnRx8nsd0yN7FWzj
- García, H., Corzo, G., Isaacs, P., & Etter, A. (2014). Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: insumos para su gestión. In *El Bosque Seco Tropical en Colombia* (pp. 228–251).
- González-M, R., García, H., Isaacs, P., Cuadros, H., López-Camacho, R., Rodríguez, N., Pérez, K., Mijares, F., Castaño-Naranjo, A., Jurado, R., Idárraga-Piedrahíta, Á., Rojas, A., Vergara, H., & Pizano, C. (2018). Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, *13*(4), 045007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaad74>
- Guimarães, P. R. (2020). The Structure of Ecological Networks across Levels of Organization. In *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (Vol. 51, pp. 433–460). Annual Reviews Inc. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012220-120819>
- Hilty, S. L., & Brown, W. L. (1986). *A Guide to the Birds of Colombia*. (P. U. Press, Ed.). <http://press.princeton.edu/titles/672.html>
- Jordano, P. (2016). Sampling networks of ecological interactions. *Functional Ecology*, *30*(12), 1883–1893. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12763>

- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). Tree Diversity Analysis. A Manual and Software for Common Statistical Methods for Ecological and Biodiversity Studies. In *Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF)*.
- Leveau, L. M., Isla, F. I., & Bellocq, M. I. (2015). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems*, 18(4), 1461–1476. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0469-1>
- Librán-Embíd, F., Grass, I., Emer, C., Ganuza, C., & Tschardtke, T. (2021). A plant–pollinator metanetwork along a habitat fragmentation gradient. *Ecology Letters*, 24(12), 2700–2712. <https://doi.org/10.1111/ele.13892>
- MacGregor-Fors, I. (2008). Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, 84(1), 92–98.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204607001636>
- Machado-de-Souza, T., Campos, R. P., Devoto, M., & Varassin, I. G. (2019). Local drivers of the structure of a tropical bird-seed dispersal network. *Oecologia*, 189(2), 421–433. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4322-0>
- Magurran, A. E. (1988). Diversity indices and species abundance models. In A. E. Magurran (Ed.), *Ecological Diversity and Its Measurement* (pp. 7–45). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0_2
- Marcacci, G., Westphal, C., Wenzel, A., Raj, V., Nölke, N., Tschardtke, T., & Grass, I. (2021). Taxonomic and functional homogenization of farmland birds along an urbanization gradient in a tropical megacity. *Global Change Biology*, 27(20), 4980–4994. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15755>
- Marjakangas, E.-L., Abrego, N., Grøtan, V., de Lima, R. A. F., Bello, C., Bovendorp, R. S., Culot, L., Hasui, É., Lima, F., Muylaert, R. L., Niebuhr, B. B., Oliveira, A. A., Pereira, L. A., Prado, P. I., Stevens, R. D., Vancine, M. H., Ribeiro, M. C., Galetti, M., & Ovaskainen, O. (2020). Fragmented tropical forests lose mutualistic plant–animal interactions. *Diversity and Distributions*, 26(2), 154–168. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.13010>

- Martínez-Falcón, A., Martínez-Adriano, C., & Dáttilo, W. (2019). *Redes complejas como herramientas para estudiar la diversidad de las interacciones ecológicas* (pp. 265–284).
- Martins, L. P., Stouffer, D. B., Blendinger, P. G., Böhning-Gaese, K., Buitrón-Jurado, G., Correia, M., Costa, J. M., Dehling, D. M., Donatti, C. I., Emer, C., Galetti, M., Heleno, R., Jordano, P., Menezes, Í., Morante-Filho, J. C., Muñoz, M. C., Neuschulz, E. L., Pizo, M. A., Quitián, M., ... Tylianakis, J. M. (2022). Global and regional ecological boundaries explain abrupt spatial discontinuities in avian frugivory interactions. *Nature Communications*, *13*(1), 6943. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-34355-w>
- Marzluff, J. M., & Ewing, K. (2008). Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (pp. 739–755). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_48
- Mayorga, I., Bichier, P., & Philpott, S. M. (2020). Local and landscape drivers of bird abundance, species richness, and trait composition in urban agroecosystems. *Urban Ecosystems*, *23*(3), 495–505. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00934-2>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, *52*(10), 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.09.005>
- McMullan, M., Donegan, T., Pantoja-Peña, G., Tuncer-Navarro, T., Bartels, A., & Ellery, T. (2018). *Field guide to the birds of Colombia*. (R. N. Editores, Ed.).
- Meffert, P. J., & Dziock, F. (2013). The influence of urbanisation on diversity and trait composition of birds. *Landscape Ecology*, *28*(5), 943–957. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9867-z>

- Melo, M. A., DA SILVA, M. A. G., & Piratelli, A. J. (2020). Improvement of vegetation structure enhances bird functional traits and habitat resilience in an area of ongoing restoration in the atlantic forest. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 92, 1–22. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191241>
- Melo, M. A., & Piratelli, A. J. (2023). Increase in size and shrub cover improves bird functional diversity in Neotropical urban green spaces. *Austral Ecology*, 48(2), 440–460. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/aec.13279>
- Menke, S., Böhning-Gaese, K., & Schleuning, M. (2012). Plant–frugivore networks are less specialized and more robust at forest–farmland edges than in the interior of a tropical forest. *Oikos*, 121(10), 1553–1566. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.20210.x>
- Morante-Filho, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., Pessoa, M. de S., Cazetta, E., & Faria, D. (2018). Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecological Applications*, 28(8), 2024–2032. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eap.1791>
- Morelli, F., Benedetti, Y., Su, T., Zhou, B., Moravec, D., Šímová, P., & Liang, W. (2017). Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of Beijing’s urban parks: Effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry and Urban Greening*, 23, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.009>
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Vol. 1). M&T–Manuales y Tesis SEA. <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Mubamba, S., Nduna, N., Siachoono, S., Chibesa, M., Phiri, D., & Chama, L. (2022). Plant–frugivore networks are robust to species loss even in highly built-up urban ecosystems. *Oecologia*, 199(3), 637–648. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05213-9>
- Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, 37(2), 191–203. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-

- Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, *520*(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Ocampo-Peñuela, N., Suárez-Castro, A. F., Díaz-Timoté, J. J., Gómez-Valencia, B., Olaya-Rodríguez, M. H., Sánchez-Clavijo, L. M., & Correa-Ayram, C. A. (2022). Increased exposure of Colombian birds to rapidly expanding human footprint. *Environmental Research Letters*, *17*(11), 114050. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac98da>
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. L., & Jordano, P. (2007). The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *104*(50), 19891–19896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, *120*(3), 321–326. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2009). Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, *90*(3–4), 189–195. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204608002004>
- Palacio, F., Ibañez, L. M., Maragliano, R. E., & Maragliano, R. E. (2018). Urbanization as a driver of taxonomic, functional and phylogenetic diversity loss in bird communities. *Canadian Journal of Zoology*, *96*(10), 1114–1121.
- Palacio, R. D., Valderrama-Ardila, C., & Kattan, G. H. (2016). Generalist Species Have a Central Role In a Highly Diverse Plant–Frugivore Network. *Biotropica*, *48*(3), 349–355. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/btp.12290>
- Patefield, W. M. (1981). Algorithm AS 159: An Efficient Method of Generating Random R × C Tables with Given Row and Column Totals. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)*, *30*(1), 91–97. <https://doi.org/10.2307/2346669>
- Paton, G. D., Shoffner, A. V, Wilson, A. M., & Gagné, S. A. (2019). The traits that predict the magnitude and spatial scale of forest bird responses to urbanization intensity. *PLOS ONE*, *14*(7), e0220120-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220120>

R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (4.3.0). R Foundation for Statistical Computing.

Ramos-Robles, M., Andresen, E., & Díaz-Castelazo, C. (2018). Modularity and robustness of a plant-frugivore interaction network in a disturbed tropical forest. *Écoscience*, 25(3), 209–222. <https://doi.org/10.1080/11956860.2018.1446284>

Rodewald, A. D., Rohr, R. P., Fortuna, M. A., & Bascompte, J. (2014). Community-level demographic consequences of urbanization: an ecological network approach. *Journal of Animal Ecology*, 83(6), 1409–1417. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2656.12224>

Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891–904. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)

Schleuning, M., Fründ, J., & García, D. (2015). Predicting ecosystem functions from biodiversity and mutualistic networks: an extension of trait-based concepts to plant–animal interactions. *Ecography*, 38(4), 380–392. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ecog.00983>

Schneiberg, I., Boscolo, D., Devoto, M., Marcilio-Silva, V., Dalmaso, C. A., Ribeiro, J. W., Ribeiro, M. C., de Camargo Guaraldo, A., Niebuhr, B. B., & Varassin, I. G. (2020). Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. *Urban Ecosystems*, 23(3), 457–470. <https://doi.org/10.1007/S11252-020-00927-1>

Siabato, W., & Guzmán-Manrique, J. (2019). La autocorrelación espacial y el desarrollo de la geografía cuantitativa. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 28, 1–22.

Suárez-Castro, A. F., Maron, M., Mitchell, M. G. E., & Rhodes, J. R. (2022). Disentangling direct and indirect effects of landscape structure on urban bird richness and functional diversity. *Ecological Applications*, 32(8). <https://doi.org/10.1002/EAP.2713>

- Suri, J., Anderson, P. M., Charles-Dominique, T., Hellard, E., & Cumming, G. S. (2017). More than just a corridor: A suburban river catchment enhances bird functional diversity. *Landscape and Urban Planning*, *157*, 331–342. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.07.013>
- Tylianakis, J. M., Laliberté, E., Nielsen, A., & Bascompte, J. (2010). Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*, *143*(10), 2270–2279. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.004>
- Tylianakis, J. M., & Morris, R. J. (2017). Ecological Networks Across Environmental Gradients. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *48*(1), 25–48. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022821>
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). Exploratory Multivariate Analysis. In W. N. Venables & B. D. Ripley (Eds.), *Modern Applied Statistics with S* (pp. 301–330). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2_11
- Vidal, M. M., Hasui, E., Pizo, M. A., Tamashiro, J. Y., Silva, W. R., & Guimarães Jr., P. R. (2014). Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*, *95*(12), 3440–3447. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/13-1584.1>

Anexo 2-1. Relación independiente de cada variable de diversidad y estructura de la vegetación con las variables de diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de aves.

Variable respuesta (aves)	Valor-p (prueba de Shapiro-Wilk)
H2	0,153
IT	0,053
C	0,177
TR	0,393

Anexo 2-2. Prueba I de Moran para detectar autocorrelación espacial de las variables de la red de frugivoría.

Variable respuesta (aves)	Valor-p (prueba I de Moran)
H2	0.323
IT	0,892
C	0,449
TR	0,564

Anexo 2-3. Factor de Inflación de Varianza (VIF) para las variables de diversidad y estructura de la vegetación.

Variable	Abreviatura	VIF
Índice de Huella Humana	LHFI	2,778
Índice de Shannon	H'	> 4,0
Diversidad de Jost	D'	> 4,0
Índice de Simpson	D	> 4,0
Inverso de Simpson	$\exp(D)$	> 4,0
Índice de Equidad de Pielou	J'	2,064
Área basal del sitio (m ²)	Gt	> 4,0
Altura promedio (m)	HP	1,796
Número de especies totales	S	> 4,0
Índice de complejidad	IC	1,963

Anexo 2-4. Modelos iniciales y parámetros de los modelos finales para cada variable respuesta de las redes de frugivoría.

Variable respuesta	Modelo inicial	Modelo final	Valor – p de las variables	Valor – p Regresión	R Cuadrado	R Cuadrado Ajustado
H2	H2 ~ LHF1 + HP + IC + J'	H2 ~ LHF1 + J'	0,196, 0,222	0,372	0,219	0,023
C	C ~ LHF1 + HP + IC + J'	C ~ 1	-	-	-	-
TR	TR ~ LHF1 + HP + IC + J'	TR ~ 1	-	-	-	-
IT	IT ~ LHF1 + HP + IC + J'	IT ~ LHF1 + IC	0,082, 0,163	0,198	0,332	0,166
Par	Par ~ LHF1 + HP + IC + J'	Par ~ LHF1 + IC	0,109, 0,135	0,226	0,310	0,138

Conclusiones y Recomendaciones

3.1 Conclusiones

Basado en los resultados de esta investigación, se proponen una serie de acciones para aumentar la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de aves, lo que resultará en un aumento en el funcionamiento y complejidad ecosistémica. Incrementar la heterogeneidad del hábitat a través de una mayor diversidad y estructura de la vegetación, incluyendo una mayor diversidad de plantas nativas, árboles de gran tamaño y una distribución más equitativa de las abundancias de plantas, se traduce en un incremento de la diversidad funcional y taxonómica de las comunidades de aves en ambientes urbanos como en la ciudad de Valledupar, esto tiene un impacto positivo en los diversos procesos ecológicos proporcionados por las aves. Por otro lado, beneficia a las comunidades que dependen de este ecosistema y mejora la calidad de vida a través de una mejor prestación de los servicios ecológicos.

La ciudad de Valledupar muestra altos niveles de urbanización, lo que se refleja en una disminución de la biodiversidad, particularmente en la homogenización de las ensamblajes de aves. La ausencia de aves frugívoras especialistas en las redes de interacción indica una interrupción en los procesos ecológicos de Valledupar y el Bosque Seco Tropical (Bs-T), lo que altera las comunidades de aves y la estructura de las redes de interacción, favoreciendo la prevalencia de especies generalistas con consecuencias negativas para el funcionamiento del ecosistema. Finalmente, es de suma importancia mantener y restaurar la biodiversidad y la vegetación nativa en los bosques de galería del río Guatapurí, áreas verdes, cerros y parques urbanos. Esto garantizará el mantenimiento de las comunidades de aves y los patrones estructurales de las redes de frugivoría, especialmente aquellos que desempeñan un papel clave.

3.2 Recomendaciones

Conservación y creación de áreas verdes: Es fundamental conservar los hábitats naturales que aún persisten en la ciudad como los bosques de galería a los alrededores del río Guatapurí. Crear nuevas áreas verdes, como parques y espacios naturales, que

proporcionen refugio y hábitat adecuado para la fauna local y migratoria. Estos espacios verdes pueden actuar como corredores biológicos que permitan la movilidad y conexión entre diferentes sectores de la ciudad, facilitando el movimiento de las especies de aves y promoviendo la diversidad biológica.

Promoción de la vegetación diversa: Se debe fomentar la plantación de vegetación diversa y nativa dentro de la ciudad. La incorporación de plantas con frutos carnosos, como las del género *Ficus* pueden ser especialmente beneficiosas para atraer y mantener a las aves frugívoras en la ciudad de Valledupar. Además, la diversidad vegetal contribuye a la riqueza y complejidad de las interacciones entre aves y plantas.

Restauración de hábitats degradados: Se deben implementar programas de restauración de hábitats degradados en la ciudad. La recuperación de áreas degradadas, como terrenos baldíos o zonas industriales abandonadas, puede contribuir significativamente a aumentar la disponibilidad de hábitats para la fauna local y mejorar la conectividad entre áreas naturales de la ciudad.

Monitoreo de especies clave: Es importante llevar a cabo un monitoreo continuo de las especies de plantas y aves frugívoras más importantes para el mantenimiento de la estructura de la red, para evaluar su estado poblacional y garantizar su supervivencia en el ambiente urbano.

Educación ambiental: Es necesario concienciar a la población sobre la importancia de la conservación de la biodiversidad, la protección del río Guatapurí y de las áreas verdes dentro de la ciudad. La educación ambiental puede promover la participación ciudadana en actividades de conservación y fomentar prácticas sostenibles en el entorno urbano.

Planificación urbana sostenible: Las autoridades locales deben integrar la conservación de la biodiversidad y los procesos ecológicos en los planes de desarrollo urbano. La planificación urbana sostenible puede incluir la protección de áreas naturales, la incorporación de infraestructuras verdes y la creación de espacios amigables para la fauna silvestre.

Investigaciones adicionales: Es necesario continuar investigando sobre la dinámica de las redes de frugivoría en entornos urbanos y cómo la urbanización afecta a las interacciones

ecológicas. Estudios futuros pueden abordar temas como el papel de las aves frugívoras en la dispersión de semillas de especies vegetales clave para la regeneración del Bs-T en Valledupar y el Caribe.

Estas recomendaciones pueden servir como guía para la conservación y manejo de la biodiversidad en entornos urbanos y contribuir a mejorar la calidad de vida tanto de las especies de aves como de la comunidad humana en la ciudad de Valledupar.

Bibliografía

- Acevedo-Quintero, J. F., Zamora-Abrego, J. G., & García, D. (2020). From structure to function in mutualistic interaction networks: Topologically important frugivores have greater potential as seed dispersers. *Journal of Animal Ecology*, *89*(9), 2181–2191. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13273>
- Andren, H. (1999). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *NCASI Technical Bulletin*, *781 I*, 12–13. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Aronson, M. F. J., la Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., Macgregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780). <https://doi.org/10.1098/RSPB.2013.3330>
- Avendaño, J. E., Tejeiro-M., N., Díaz-Cárdenas, J., Amaya-Burgos, J. J., Aponte, A. F., Gamboa, N., José Salcedo-Sarmiento, Y. E., Velásquez-Suárez, Á. J., & Morales-Rozo, A. (2018). Birds of universidad de los Llanos (Villavicencio, Colombia): A rich community at the andean foothills-savanna transition. *Boletín Científico Del Centro de Museos*, *22*(2), 51–75. <https://doi.org/10.17151/bccm.2018.22.2.5>
- Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Haddad, N. M., Levey, D. J., & Tewksbury, J. J. (2015). The influence of habitat fragmentation on multiple plant-animal interactions and plant reproduction. *Ecology*, *96*(10), 2669–2678. <https://doi.org/10.1890/14-2275.1>

- Campos-Silva, L. A., & Piratelli, A. J. (2021). Vegetation structure drives taxonomic diversity and functional traits of birds in urban private native forest fragments. *Urban Ecosystems*, 24(2), 375–390. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01045-8>
- Chávez-Zichinelli, C. A., Macgregor-Fors, I., Quesada, J., Talamás, P., Romano, M. C., Valdéz, R., & Schondube, J. E. (2013). How Stressed are Birds in an Urbanizing Landscape? Relationships Between the Physiology of Birds and Three Levels of Habitat Alteration. *The Condor*, 115(1), 84–92. <https://academic.oup.com/condor/article-abstract/115/1/84/5152771>
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127(3), 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>
- Conole, L. E., & Kirkpatrick, J. B. (2011). Functional and spatial differentiation of urban bird assemblages at the landscape scale. *Landscape and Urban Planning*, 100(1–2), 11–23. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204610002872>
- Cristaldi, M. A., Giraudo, A. R., Arzamendia, V., Bellini, G. P., & Claus, J. (2017). Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *Journal of Natural History*, 51(39–40), 2385–2404. <https://doi.org/10.1080/00222933.2017.1371803>
- Dalsgaard, B., Martín González, A. M., Olesen, J. M., Ollerton, J., Timmermann, A., Andersen, L. H., & Tossas, A. G. (2009). Plant-hummingbird interactions in the West Indies: Floral specialisation gradients associated with environment and hummingbird size. *Oecologia*, 159(4), 757–766. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1255-z>
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252–261. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00364.X>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., & Güneralp, B. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment*. https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/28058/2013_Book_UrbanizationBiodiversityAndEco.pdf?sequence=1

- Ferenc, M., Sedláček, O., Fuchs, R., Dinetti, M., Fraissinet, M., & Storch, D. (2014). Are cities different? Patterns of species richness and beta diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 23(4), 479–489. <https://doi.org/10.1111/GEB.12130>
- Fricke, E. C., & Svenning, J. C. (2020). Accelerating homogenization of the global plant–frugivore meta-network. *Nature*, 585(7823), 74–78. https://idp.nature.com/authorize/casa?redirect_uri=https://www.nature.com/articles/s41586-020-2640-y&casa_token=zZ_VGN12vylAAAAA:UwMfAmFfeMJXHhdobustnUvdXDzP9fgXcpWTkklvwvzrAQ86L-HwlGowMfRF7I9xJnRx8nsd0yN7FWzj
- García, D., & Chacoff, N. P. (2007). Scale-dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn pollination, frugivory, and seed predation. *Conservation Biology*, 21(2), 400–411. <https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.2006.00593.X>
- Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán-Embíd, F., Ficiciyan, A., Klaus, F., Riechers, M., Rosa, J., Tiede, J., Udy, K., Westphal, C., & Wurz, A. (2019). Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature*, 1(2), 262–272. <https://doi.org/10.1002/pan3.21>
- Hadley, A. S., Frey, S. J. K., Robinson, W. D., & Betts, M. G. (2018). Forest fragmentation and loss reduce richness, availability, and specialization in tropical hummingbird communities. *Biotropica*, 50(1), 74–83. <https://doi.org/10.1111/btp.12487>
- Hagen, O. E., Hagen, O., Ibáñez-Álamo, J. D., Petchey, O. L., & Evans, K. L. (2017). Impacts of Urban Areas and Their Characteristics on Avian Functional Diversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2017.00084>
- Jordano, P. (2016). Sampling networks of ecological interactions. *Functional Ecology*, 30(12), 1883–1893. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12763>
- Jordano, P., Vazquez, D., & Bascompte, J. (2009). Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. *Ecología y Evolucion de Interacciones Planta-Animal*, June, 399.

- Knop, E. (2016). Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. *Global Change Biology*, 22(1), 228–236. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.13091>
- Leveau, L. M., Isla, F. I., & Bellocq, M. I. (2015). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems*, 18(4), 1461–1476. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0469-1>
- MacGregor-Fors, I. (2008). Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, 84(1), 92–98. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204607001636>
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., & Schondube, J. E. (2012). From forests to cities: effects of urbanization on tropical birds. *Urban Bird Ecology and Conservation*, 45, 33–48. <https://doi.org/10.1525/9780520953895-005/HTML>
- Mbiba, M., Mazhude, C., Fabricius, C., Fritz, H., & Muvengwi, J. (2021). Bird species assemblages differ, while functional richness is maintained across an urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, 212. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104094>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52(10), 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.09.005>
- Morante-Filho, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., Pessoa, M. de S., Cazetta, E., & Faria, D. (2018). Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecological Applications*, 28(8), 2024–2032. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eap.1791>
- Nascimento, V. T., Agostini, K., Souza, C. S., & Maruyama, P. K. (2020). Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: An assessment from Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 198. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103801>

- Nielsen, A. B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S., & van den Bosch, C. K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, *17*(1), 305–327. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2009). Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, *90*(3–4), 189–195. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204608002004>
- Palacio, F., Ibañez, L. M., Maragliano, R. E., & Maragliano, R. E. (2018). Urbanization as a driver of taxonomic, functional and phylogenetic diversity loss in bird communities. *Canadian Journal of Zoology*, *96*(10), 1114–1121.
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L. F., Backeljau, T., Bonte, D., Brans, K. I., Cours, M., Dahirel, M., Debortoli, N., Decaestecker, E., De Wolf, K., Engelen, J. M. T., Fontaneto, D., Gianuca, A. T., Govaert, L., Hanashiro, F. T. T., Higuti, J., Lens, L., ... Hendrickx, F. (2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, *26*(3), 1196–1211. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.14934>
- Rodrigues, A. G., Borges-Martins, M., & Zilio, F. (2018). Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. *Iheringia. Série Zoologia*, *108*.
- Salazar-Rivera, G. I., Dáttilo, W., Castillo-Campos, G., Flores-Estévez, N., Ramírez García, B., & Ruelas Inzunza, E. (2020). The frugivory network properties of a simplified ecosystem: Birds and plants in a Neotropical periurban park. *Ecology and Evolution*, *10*(16), 8579–8591. <https://doi.org/10.1002/ece3.6481>
- Schneiberg, I., Boscolo, D., Devoto, M., Marcilio-Silva, V., Dalmaso, C. A., Ribeiro, J. W., Ribeiro, M. C., de Camargo Guaraldo, A., Niebuhr, B. B., & Varassin, I. G. (2020). Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. *Urban Ecosystems*, *23*(3), 457–470. <https://doi.org/10.1007/S11252-020-00927-1>
- Teixido, A. L., Fuzessy, L. F., Souza, C. S., Gomes, I. N., Kaminski, L. A., Oliveira, P. C., & Maruyama, P. K. (2022). Anthropogenic impacts on plant-animal mutualisms: A global

- synthesis for pollination and seed dispersal. In *Biological Conservation* (Vol. 266). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109461>
- Trentanovi, G., von der Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I., & Cierjacks, A. (2013). Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, *19*(7), 738–748. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.12028>
- Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J., & Wardle, D. A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, *11*(12), 1351–1363. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x>
- Vaccaro, A. S., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2022). Bird taxonomic and functional diversity in urban settlements within a forest biome vary with the landscape matrix. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *20*(1), 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.10.001>
- Vitorino, B. D., da Frota, A. V, & Maruyama, P. K. (2021). Ecological determinants of interactions as key when planning pollinator-friendly urban greening: A plant-hummingbird network example. *Urban Forestry & Urban Greening*, *64*(127298). <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866721003253>
- Zitske, B. P., Betts, M. G., & Diamond, A. W. (2011). Negative Effects of Habitat Loss on Survival of Migrant Warblers in a Forest Mosaic. *Conservation Biology*, *25*(5), 993–1001. <https://doi.org/10.1111/J.1523-1739.2011.01709.X>
- Zorzal, R. R., Diniz, P., Oliveira, R. de, & Duca, C. (2021). Drivers of avian diversity in urban greenspaces in the Atlantic Forest. *Urban Forestry and Urban Greening*, *59*. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2020.126908>