

Análisis de una comunidad de aves potencialmente dispersoras de semillas en un bosque en restauración ecológica en Bogotá

Analysis of a bird community potentially involved in seed dispersal in a forest under ecological restoration in Bogotá

Verónica Pérez-Suárez¹ 

¹Jardín Botánico de Bogotá, Subdirección Científica, Línea de restauración ecológica - rehabilitación de hábitat para fauna. Bogotá, D.C., Colombia; e-mail: vperez@jbb.gov.co

Cómo citar: Pérez-Suárez, V. 2025. Análisis de una comunidad de aves potencialmente dispersoras de semillas en un bosque en restauración ecológica en Bogotá. Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 28(2):e2397. <http://doi.org/10.31910/rudca.v28.n2.2025.2397>

Artículo de acceso abierto publicado por Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, bajo una Licencia Creative Commons CC BY-NC 4.0

Publicación oficial de la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales U.D.C.A, Institución de Educación Superior Acreditada en Alta Calidad por el Ministerio de Educación Nacional

Recibido: marzo 4 de 2023

Aceptado: septiembre 10 de 2025

Editado por: Luz Piedad Romero

RESUMEN

El Bosque Las Mercedes es el último relicto de bosque de planicie en Bogotá, el cual, se ve afectado por la expansión urbanística y las actividades productivas, hasta el punto de interrumpir el flujo y corredor ecológico y dejarlo aislado de otros ecosistemas. Debido a su importancia ecológica, el Jardín Botánico de Bogotá inició, en 2011, un proceso de restauración en el bosque y, posteriormente, se incorporaron otras áreas, con el objetivo de lograr una conectividad funcional con el Humedal La Conejera. Para evaluar los efectos de este proceso, se llevó a cabo un estudio sobre las especies de aves que habitan las diferentes coberturas y que potencialmente actúan como dispersoras de semillas. Se utilizó el índice de calidad de hábitat (ICH), que se basa en la evaluación de un conjunto de atributos y variables requeridas por este grupo de fauna. Se seleccionaron cuatro coberturas, en cada una de las cuales, se establecieron tres transectos lineales y seis puntos de observación. Además, se realizaron grabaciones de audio en la mañana y la tarde. Se registraron 2.083 aves pertenecientes a 38 familias, 88 géneros y 145 especies. De estas, 66 son potenciales dispersoras de semillas, destacándose *Zonotrichia capensis*, *Zenaidia auriculata*, *Turdus fuscater* e *Icterus chrysater*. Se concluye que la presencia de estas especies generalistas está relacionada, principalmente, con la oferta de alimento y refugio, y no tanto con la calidad del hábitat. Esto favorece el proceso de restauración y la conectividad ecológica, mediante el flujo de semillas entre las áreas cercanas.

Palabras clave: Avifauna andina; Biodiversidad urbana; Bosques fragmentados; Bosque Las Mercedes; Conectividad ecológica.

ABSTRACT

Las Mercedes Forest is the last remnant floodplain forest in Bogotá, which has been severely affected by urban expansion and productive activities, to the point of disrupting ecological corridors and leaving it isolated from other ecosystems. Given its ecological importance, the Bogotá Botanical Garden initiated a restoration process in 2011, later incorporating additional areas to achieve functional connectivity with La Conejera wetland. To evaluate the effects of this process a study was conducted focusing on bird species inhabiting the different vegetation covers and their potential role as seed dispersers. A Habitat Quality Index (HQI) was applied, based on the evaluation of a set of attributes and variables required by this faunal group. Four vegetation covers were selected, with three linear transects and six observation points established in each, complemented by morning and afternoon audio recordings. 2,083 individual birds were recorded, belonging to 38 families, 88 genera, and 145 species, of which 66 were identified as potential seed dispersers, with *Zonotrichia capensis*, *Zenaidia auriculata*, *Turdus fuscater*, and *Icterus chrysater* standing out. The findings indicate that the presence of these generalist species is related to the availability of food and shelter rather than habitat quality, which supports the restoration process and ecological connectivity through seed flow between nearby areas.

Keywords: Andean avifauna; Ecological connectivity; Fragmented forests; Las Mercedes Forest; Urban biodiversity.

INTRODUCCIÓN

La expansión urbana, las actividades agropecuarias y la industrialización han provocado la pérdida de cobertura natural en la Sabana de Bogotá, transformando su paisaje en un mosaico de parches de bosque y pastizales, lo que afecta la biodiversidad nativa (Chaparro Herrera & Camargo Martínez, 2017; Clerici *et al.* 2020). Esta fragmentación reduce la abundancia y distribución de especies, alterando el uso del hábitat por la fauna silvestre (Tobón, 2009; Moreno-Mateos *et al.* 2020; Han *et al.* 2025).

La mayor parte de los ecosistemas nativos remanentes de esta región se encuentra sometida a fuertes presiones antropogénicas, que inducen la degradación y reducción de hábitats naturales (Gurrutxaga, 2004; González-Valdivia *et al.* 2011). La fragmentación ecológica, además de reducir el tamaño de los hábitats, aísla poblaciones de flora y fauna, dificultando su supervivencia a largo plazo (Santos & Tellería, 2006; Goparaju *et al.* 2017). En escenarios altamente fragmentados, algunos organismos pierden la capacidad de establecerse, lo que compromete procesos ecológicos clave, como la polinización y la dispersión de semillas, especialmente, por parte de las aves (González-Varo *et al.* 2023; Han *et al.* 2025).

La dispersión de semillas por aves es un proceso mutualista crítico para la regeneración vegetal en bosques tropicales, donde entre el 51 y el 98 % de las plantas dependen de vertebrados para su dispersión (Quimbay & Rojas, 2014; Espinosa *et al.* 2025). Es una de las estrategias esenciales para el reclutamiento y desplazamiento de propágulos de las especies vegetales (González-Varo *et al.* 2023), por lo tanto, es un proceso fundamental en su supervivencia (Quimbay & Rojas, 2014). El crecimiento y mantenimiento de la diversidad en un lugar representa un componente esencial para iniciar o mantener los procesos de sucesión natural de bosque y de restauración ecológica (González-Varo *et al.* 2023).

La interacción mutualista entre las plantas y la fauna se ve afectada por la fragmentación de hábitat y pérdida de diversidad (Cramer *et al.* 2007; Albrecht *et al.* 2012; Jesus *et al.* 2012; McConkey *et al.* 2012), reduciendo la diversidad de aves dispersoras y la eficiencia del proceso (González-Varo *et al.* 2023). De igual manera, se encuentra la pérdida de servicios y funciones ecológicas en estos fragmentos o relictos de bosque, por lo que se hace necesario formular estrategias que permitan conservar el hábitat para la fauna y restablecer la conectividad (Moreno-Mateos *et al.* 2020). Una de estas estrategias son los corredores biológicos que, al conectar dos ecosistemas aislados, favorece la preservación de los hábitats (Alonso *et al.* 2017) y la biodiversidad.

Entre los grupos faunísticos más utilizados para evaluar la funcionalidad de los corredores ecológicos se encuentran las aves, debido a su alta movilidad y su rol crucial en la dispersión de semillas y el mantenimiento de los bosques. Sánchez-Azofeifa *et al.* (2005) señalan que el estudio de las dinámicas de dispersión de semillas por aves es fundamental para la conservación de ecosistemas estratégicos, ya que es un proceso ecológico clave para la subsistencia, restauración y sucesión natural de estos.

Este es el caso del último relictos de Bosque de planicie inundable y no inundable de la Sabana de Bogotá, conocido también como las Malezas de Suba. Esta área, históricamente, ha presentado varios disturbios, muchos de ellos, por causas antrópicas, como la presión generada por sistemas productivos intensivos de ganadería y floricultura, que la aíslan de otros ecosistemas cercanos y a la que se le suma la presencia de especies vegetales colonizadoras agresivas. El área se encuentra en proceso de restauración ecológica desde 2014, por un proyecto implementado por la Subdirección Científica del Jardín Botánico de Bogotá y cuyos objetivos de restauración son la recuperación estructural y funcional del bosque, junto con la conectividad ecológica, en primera instancia, con el Humedal La Conejera.

Por lo tanto, el propósito del presente estudio fue identificar las especies de aves potencialmente dispersoras de semillas presentes en el Bosque Las Mercedes y su aporte al restablecimiento de los procesos de conectividad ecológica y regeneración natural. Para ello, se realizó una caracterización de la vegetación y de la comunidad de aves, se evaluó el uso del hábitat, se analizó la relación entre la presencia y abundancia de aves potencialmente dispersoras y la cobertura vegetal, y se determinó el grado de avance del proceso de conectividad ecológica en el área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Bosque Las Mercedes se encuentra ubicado en Bogotá, D.C., en las coordenadas 4°46'16" N, 74°05'57.30" W y tiene una extensión de 12,3 hectáreas. Al estar ubicado dentro de la Hacienda Las Mercedes presenta un alto grado de aislamiento, ya que está rodeado por invernaderos y pasturas destinadas a la producción agropecuaria, además de verse afectado por la presencia de especies vegetales invasoras. A partir del 2014, se incorporaron algunas zonas de pastizal (27,2 hectáreas), para continuar con el proceso de restauración y conectividad ecológica con el Humedal La Conejera; estas áreas son conocidas como las áreas anexas al bosque.

Para el estudio, se seleccionaron tres coberturas, en las que se han adelantado actividades de restauración ecológica por parte del Jardín Botánico de Bogotá (JBB), donde se trazaron 24 transectos de 50 x 4 m (200 m²). La cobertura de bosque, donde se inició el proceso de restauración en el 2011, fue subdividida en bosque denso (Bde), bosque abierto (Bab) y bosque inundable (Bin); en esta cobertura se trazaron tres transectos en cada subdivisión. La segunda cobertura correspondió a pastizales misceláneos (Pmi), donde se iniciaron actividades de restauración, a partir de 2014; esta cobertura se subdividió también en Pmi3, Pmi5, Pmi7, Pmi8 y se ubicaron 13 transectos. La tercera cobertura correspondió al matorral abierto junto al Humedal La Conejera (Figura 1), cobertura que, históricamente, fue usada en cultivos transitorios (Ctr) y en donde se establecieron dos transectos.

La toma de datos se realizó mediante formatos de campo en dos momentos: en época de invierno (mayo - junio) y verano (agosto - septiembre). Se tomó información sobre atributos como riqueza y abundancia de especies vegetales, cobertura, temperatura, humedad,

oferta de flores, frutos y semillas en todas las coberturas, con el fin de determinar el ICH. Asimismo, se realizó el registro de todas las especies de aves que se observaron en el interior de los transectos.

Para determinar la composición florística, se registraron todos los individuos vegetales arbóreos y arbustivos con un DAP $\geq 2,5$ cm;

se registró la altura, el diámetro de copas, la mortalidad, el estado fenológico y el porcentaje de producción de frutos. Para evaluar el banco de plántulas, especies herbáceas y rasantes se empleó el método del cuadrante de $2m^2$ (Mostacedo & Fredericksen, 2000).

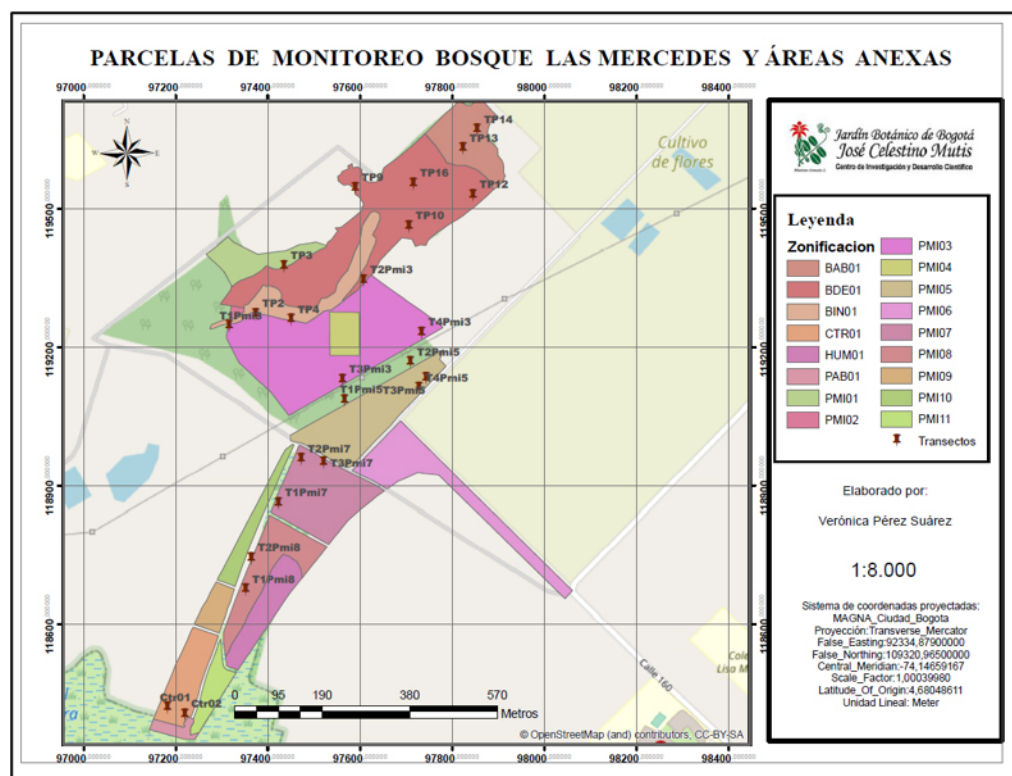


Figura 1. Ubicación de los transectos en el área de estudio en las diferentes coberturas.

Las jornadas de avistamiento se realizaron en dos horarios: de 6:00 a.m. a 10:00 a.m. y de 3:00 p.m. a 5:00 p.m. Se empleó el método de conteo por puntos dentro del transecto, que consiste en establecer sitios de avistamiento durante un tiempo determinado (Ralph *et al.* 1996). Para esta investigación, se establecieron puntos de conteo cada 10 metros (4 puntos por transecto) y se registraron, en cada punto, las aves observadas y escuchadas durante 15 minutos, hasta completar una hora por transecto.

En las zonas abiertas y de pastizal se establecieron tres puntos de conteo, dado que se contaba con un mayor campo visual; en estos puntos se permaneció durante 20 minutos (Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2019).

Para cada uno de los registros de aves se documentó la actividad, hora del avistamiento (mañana o tarde) y especie vegetal asociada. La identificación se realizó por medio de guías de campo, como la Guía de Aviturismo de Bogotá (Moreno Salazar *et al.* 2019) y la Guía de Campo de Aves Humedal La Conejera, Bogotá, Cundinamarca – Colombia (EAAB; AB, 2021) y los cantos, con ayuda de la aplicación BirdNET (<https://birdnet.cornell.edu/>). Posterior, se seleccionaron las especies de aves que, en su alimentación, consumen frutos y semillas (granívoras y frugívoras) y que potencialmente actúan como dispersoras de semillas.

Para hallar el ICH se empleó un método cualitativo, que mide diferentes variables, de acuerdo con los requerimientos de las especies de fauna a evaluar; para esta ocasión, se consideraron los atributos y variables, como la cobertura vegetal (tipo de vegetación, composición y estructura florística y la densidad foliar), oferta de alimento en cuanto a la riqueza de especies vegetales potencialmente consumibles por la fauna y el estado fenológico; otra variable es la disponibilidad de espacios para la anidación y refugio, fuentes de agua cercanas, presencia de depredadores, así como la cercanía a espacios donde se desarrollan actividades antrópicas. La calificación de los atributos y variables se manejó en escala de 1 a 10, siendo 1 de menor calidad y 10 de mayor calidad o adecuado (Gallina *et al.* 2014).

Análisis de los datos

Para la composición florística se halló la riqueza, estructura horizontal y vertical, el índice de valor de importancia (IVI) realizando la suma de abundancia relativa, frecuencia relativa (FR) y dominancia relativa (DR). En donde: $DeR = (\# \text{ de individuos por especie} / \# \text{ total de individuos en la comunidad}) \times 100$; $FR = (\# \text{ de transectos en las que aparece la especie} / \text{sumatoria de las frecuencias de todas las especies}) \times 100$; $DoR = (\sum AB \text{ de todos los individuos de la especie} / \sum AB \text{ de toda la comunidad}) \times 100$. Adicionalmente, se halló el porcentaje de

cobertura del dosel y de producción de frutos por transecto, como insumo para evaluar el ICH para aves potencialmente dispersoras.

Cada transecto fue definido como una unidad de evaluación de hábitat (UEH). Se asignó una calificación a cada variable, con una escala de 1 a 10, para las más importantes para las aves y de 1 a 5, para las demás. Posteriormente, estas calificaciones se promediaron para cada UEH y para cada cobertura, considerando 1 como poco adecuada y 10 como una unidad adecuada u óptima (Camargo *et al.* 2020).

Para determinar el ICH, se siguió con lo planteado por Camargo *et al.* (2020), donde el índice se calculó a partir de la suma de los promedios de cada una de las UEH por coberturas; el resultado fue multiplicado por 2/3, para limitarlo a una escala de 1 a 10 y facilitar la interpretación. Para la valoración, se asignó calidad de índice alto, medio o bajo, dependiendo de la cantidad de atributos brindados por cada cobertura. Los valores que se encontraban entre 7 y 10 corresponden a una calidad alta, de 4 a 6 a calidad media y de 1 a 3 a calidad baja.

Se construyeron las curvas de acumulación de especies haciendo uso de estimadores no paramétricos Chao 1 y ACE, se calcularon los índices de biodiversidad (Equidad Shannon y Dominancia Simpson), tanto para la información obtenida para vegetación y fauna como para las curvas de acumulación de especies. Finalmente, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) haciendo uso del software PAST versión 4.03; con este análisis, se buscó identificar y comparar la abundancia de aves dispersoras de semillas que se encontraban haciendo uso de cada una de las diferentes coberturas evaluadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables evaluadas para el ICH

Composición y estructura de la vegetación

En los 24 transectos evaluados se registraron 6.438 individuos vegetales, pertenecientes a 51 familias y 110 especies, con una representatividad del 90 % respecto a las especies esperadas, según el estimador no paramétrico Chao 1. Las familias más representativas fueron Asteraceae, con 14 especies; Solanaceae, con 12 y Leguminosae, con 7. Entre las especies más abundantes se detectaron *Solanum oblongifolium* (tomatillo), con 1177 individuos, *Cenchrus clandestinus* (pasto kikuyo), con 746, *Frangula goudotiana* (pepero) y *Smalanthus pyramidalis* (arboloco), con 242 cada una, *Rubus bogotensis* (mora), con 240 y *Vallea stipularis* (raque), con 217 individuos.

Bosque: Presentó la mayor riqueza y abundancia, con 4.511 registros en total.

Bosque abierto (Bab): se registraron 953 individuos, 36 familias y 62 especies vegetales. Las especies más abundantes fueron *S. oblongifolium*, *R. bogotensis*, *Bomarea multiflora* (bejuco colorado), *Bocconia frutescens* (trompeto) y *V. stipularis*. Los valores de IVI más

altos correspondieron a *B. frutescens* (25,62), *Morella pubescens* (laurel de cera) (8,16) y *S. oblongifolium* (5,03).

Bosque denso (Bde): 2016 individuos, 42 familias y 72 especies. La familia más representativa fue Solanaceae; las especies más abundantes fueron *S. oblongifolium*, *F. goudotiana*, *B. frutescens*, *V. stipularis* y *Phyllanthus salviifolius* (cedrillo). El IVI más alto lo obtuvieron *S. oblongifolium* (13,33), *V. stipularis* (10,81) y *B. frutescens* (8,8).

Bosque inundable (Bin): 1.415 individuos, 36 familias y 63 especies. La familia más predominante fue Asteraceae, seguida de Solanaceae; las especies más abundantes fueron *S. oblongifolium*, *S. pyramidalis*, *S. ovalifolium* y *F. goudotiana*. Los mayores IVI correspondieron a *A. acuminata* (13,71), *S. pyramidalis* (11,52) y *S. oblongifolium* (10,31).

Pastizal misceláneo: Los individuos de las plantaciones más antiguas (matorral denso en formación) se registraron 247 individuos de 23 familias y 37 especies. Destacaron las familias Asteraceae, Leguminosae y Solanaceae y las especies más abundantes fueron *C. clandestinus*, *Solanum ovalifolium* (tomatillo), *Hydrocotyle andina* (sombrellita) y *Verbesina crassiramea* (cervetano). El mayor IVI lo presentó la especie exótica *C. clandestinus* (14,88), seguida de *Alnus acuminata* (Aliso) (9,96) y *P. salviifolius* (9,01).

En plantaciones más recientes (barreras multiestrato) se registraron 1.475 de 33 familias y 59 especies; las más abundantes fueron *C. clandestinus*, *Otholobium mexicanum* (trinitaria), *H. andina*, *Viburnum triphyllum* (chocho) y *Duranta mutisii* (espino garbanzo). Los mayores IVI correspondieron a *C. clandestinus* (16,26), *O. mexicanum* (10,68) y *A. acuminata* (9,68).

Matorral abierto: se registraron 560 individuos de 16 familias y 22 especies; las más abundantes fueron *S. oblongifolium*, *Senna viarum* (Alcaparro), *Kalanchoe densiflora* y *Cestrum mutisii* (Tinto). El mayor IVI fue *S. oblongifolium* (20,043), seguido de *Cedrela montana* (cedro) (13,91) y *Acacia decurrens* (12,13).

Diversidad de especies: Los valores del índice de Simpson oscilaron entre 0,80 y 0,95 reflejando baja dominancia, mientras que el índice de Shannon varió entre 2,03 y 3,3, lo que indica diversidad media a alta en todos los transectos y coberturas (Tabla 1). El conjunto de datos se encuentra publicado en el SiBColombia (Pérez Suárez, 2022a).

Fenología y fructificación

La fenología reproductiva mostró variaciones entre épocas.

Época de lluvias: se registraron 722 individuos en estado no vegetativo, de los cuales, 507 de 41 especies presentaron frutos. Las especies con un promedio >50 % de fructificación fueron *Salpichroa tristis*, *Abatia parviflora* (duraznillo), *Citharexylum sulcatum* (cajeto), *Escallonia paniculata* y *Passiflora tripartita* (Curuba). Los transectos con mayor número de especies fructificando fueron T1Pmi5, Ctr01, T1Pmi7, T3Pmi5 y T3Pmi3.

Tabla 1. Índice de Shannon y de Simpson para las coberturas vegetales del área de estudio. Valores menores a dos indican baja diversidad; 2-3 diversidad media y mayores a tres diversidad alta. En Simpson valores cercanos a cero indican diversidad alta y valores cercanos a 1, diversidad baja.

Cobertura		Diversidad	
		Shannon_H	Simpson_1-D
Bosque	Bosque inundable	3,06	0,91
	Bosque denso	3,06	0,90
	Bosque abierto	3,38	0,95
Pastizal misceláneo	Barreras multiestrato	2,54	0,80
	Matorral denso	2,61	0,82
Matorral abierto	Matorral abierto	2,04	0,81

Época seca: se registraron 872 individuos en estado no vegetativo, de los cuales, 371 de 40 especies presentaron frutos. Para esta época se observó el menor porcentaje de fructificación; las especies que presentaron porcentaje >20 % fueron *Dodonaea viscosa* (hayuelo), *O. mexicanum*, *Brugmansia candida* (Borrachero) y los transectos con mayor producción de frutos son T4Pmi5, TP3 y TP1 de Pmi5.

Cobertura vegetal

La cobertura del dosel superó el 50 % en todos los transectos, con mayores valores en el bosque y en matorral denso, y menores, en matorral abierto. Las especies con mayor aporte al dosel fueron *Myrsine latifolia*, *Quercus humboldtii*, *Escallonia pendula*, *Morella parvifolia*, *Phyllanthus salviifolius* y *Croton funcianus*.

En el suelo, el pastizal misceláneo se encontraba dominado por *C. clandestinus*, mientras que en matorral denso y matorral abierto su presencia fue menor; en esta última cobertura se encontró, de manera abundante, la especie *K. densiflora*. En el bosque predominó una mayor heterogeneidad de especies herbáceas, como *Oldenlandia corymbosa*, *Bidens pilosa* y *Salvia palifolia*. En el bosque inundable el suelo presentó un alto porcentaje de cobertura de agua en ambas épocas.

Índice de Calidad de Hábitat (ICH)

Basados en la información ya mencionada, el ICH calculado para cada una de las épocas y coberturas representadas por UEH (Tabla 2) mostró valores adecuados (entre 8 y 9) para las aves dispersoras de semillas. Las zonas de bosque y los pastizales cercanos, como Pmi3 y Pmi5, presentaron los valores más altos, mientras que los transectos (UEH) más alejados presentaron un ICH con valores medios (entre 4 y 6).

Aves potencialmente dispersoras de semillas

En total se realizaron 96 horas de observación y registros auditivos, obteniéndose 2.083 individuos agrupados en 145 especies, 88 géneros y 38 familias. El esfuerzo de muestreo alcanzó una representatividad del 89 % de la diversidad presente en el área; para esto, se emplearon los estimadores no paramétricos de Chao 1 y ACE.

En el primer monitoreo de aves se obtuvieron 808 registros, que correspondieron a 73 especies agrupadas en 69 géneros y 28 familias. De este total, 35 especies presentaron hábitos frugívoros o granívoros. Las especies más abundantes fueron *Zonotrichia capensis* (226 individuos), *Icterus chrysater* (62), *Zenaida auriculata* (57) y *Turdus fuscater* (50). Los transectos T3Pmi3 y TP14 presentaron la mayor abundancia de especies potencialmente dispersoras de semillas, con 37 individuos; el transecto T2Pmi7 es el que presentó la mayor riqueza, con once especies, seguido de TP2 y T4Pmi3, con 10 especies (Pérez Suárez, 2022b).

En el segundo monitoreo se registraron 1317 individuos de 127 especies (104 géneros, 38 familias), de las cuales, 52 especies son potencialmente dispersoras. Las especies más abundante fueron *Zonotrichia capensis*, con 265 individuos y *Zenaida auriculata*, con 145 individuos. Los transectos Ctr01, con 117 individuos y Ctr 02, con 92 individuos de matorral abierto, presentaron la mayor abundancia; la mayor riqueza se registró en TP14, con 36 especies en la cobertura de bosque abierto; Ctr01, con 32 especies en matorral abierto y T2Pmi3, con 30 especies, en barrera multiestrato.

De las 145 especies registradas, el 45 % se clasificó como especies potencialmente dispersoras de semillas. Entre ellas destacaron, como las más abundantes, *Z. capensis* (491 individuos), *Z. auriculata* (203 individuos), *T. fuscater* (113 individuos) e *I. chrysater* (106 individuos). Se registró la abundancia y riqueza de aves con potencial de dispersión en los diferentes transectos, encontrando que los transectos Ctr01, con 100 individuos y Ctr02, con 93 individuos, fueron los de mayor abundancia y la mayor riqueza de especies en el transecto Ctr01, con 14 especies, Ctr02, T2Pmi3 y T3Pmi7 (matorral denso), cada uno con 12 especies (Tabla 3).

Diversidad y similitud

Los índices de diversidad mostraron una alta riqueza, pero con dominancia marcada por especies generalistas. El índice de Simpson varió entre 0,40 y 0,80, con dominancia media en TP9 (0,43). El índice de Shannon osciló entre 0,90 y 2,33, con menor diversidad en TP9 (0,95). El índice de Margalef evidenció alta riqueza en T3Pmi7 (4,16) y T4Pmi5 (3,87), y baja en TP9 (1,61).

El análisis de similitud de Bray-Curtis agrupó los transectos en tres clústeres principales (Figura 2). El transecto TP16 se separó de los demás por diferencias marcadas en cuanto a la abundancia y composición; un grupo incluyó T3Pmi5, T4Pmi3 y TP10 (60% de similitud) y un tercer grupo integró TP4, TP2, T2Pmi3, T2Pmi7 y TP12 (bosque y matorral denso).

Para el análisis de componentes principales fue necesario excluir las especies con mayor abundancia, como *Zenaida auriculata* y *Zonotrichia capensis*, para poder observar mejor los datos, ya que estas especies son generalistas y estaban presentes en todas las coberturas. Con este ajuste, el análisis de componentes principales (ACP) confirmó diferencias en la composición, especialmente, en el bosque denso, influenciado por especies, como *Elaenia frantzii*, *Forpus conspicillatus* y *Spinus psaltria*. El matorral denso (Pmi5) mostró similitud parcial con estas coberturas, debido a la presencia de *Mimus gilvus* y *Sicalis luteola* (Figura 3).

La diversidad de coberturas vegetales en el área de estudio (BAB, BDE, BIN, matorrales) ofrece recursos críticos para aves potencialmente dispersoras de semillas. La presencia de especies nativas, como *B. frutescens*, *V. stipularis* y *M. pubescens*, tanto remanentes como reintroducidas, conforman un núcleo de flora nativa, que contribuye al mantenimiento de redes mutualistas esenciales en paisajes fragmentados y mejora la resiliencia de los ecosistemas (Emer *et al.* 2019; Fricke *et al.* 2025). Estos resultados concuerdan con estudios, como los de Lamperty & Brosi (2022), González-Varo *et al.* (2023) y Fricke *et al.* (2025), que destacan la importancia de la heterogeneidad estructural de la vegetación para la conservación de la diversidad de aves frugívoras y su rol en el mantenimiento de la diversidad genética en el paisaje.

La fenología de las plantas mostró diferencias estacionales en la producción de frutos; sin embargo, estas no se reflejan de manera significativa en el ICH. Por lo tanto, se sugiere que el ICH, si bien es una herramienta útil para el diagnóstico, no captura con precisión las dinámicas temporales en la oferta de recursos en áreas en proceso de restauración (Quitián *et al.* 2018). En este sentido, la incorporación de indicadores fenológicos o funcionales podría fortalecer la capacidad del índice para explicar la disponibilidad de hábitat en el tiempo, dado que para el área de estudio la restauración aún se encuentra en sus primeras etapas.

En general, el ICH reveló valores altos (7-10) en coberturas cercanas a cuerpos de agua (TP4, TP2), como el bosque inundable y sus zonas adyacentes, lo cual, coincide con estudios, como los de Gallina *et al.* (2014) y Xie *et al.* (2022), quienes reconocen el papel del agua como factor clave para aves en corredores urbanos y ecosistemas fragmentados (Tabla 2). En general, el área de estudio presenta un índice de calidad de hábitat alto para las coberturas de Bab, Bde, Bin, las barreras multiestrato de las zonas de pastizal misceláneo Pmi3 y Pmi5, Pmi7, Pmi8; las coberturas más alejadas al bosque, como matorral denso y matorral abierto, presentan un ICH medio (4 a 6,9), reflejando el impacto negativo de las actividades antrópicas, como la agricultura (Figura1), reportado en otros bosques andinos (Moreno-Mateos *et al.* 2020). En general, el área de estudio se encuentra en capacidad de brindar un hábitat adecuado para las especies de aves presentes y para las que, posiblemente, arriben una vez avance el proceso de restauración.

Tabla 2. Índice de calidad de hábitat para cada una de las coberturas presentes en el área de estudio en las dos épocas de monitoreo, ICH: 0-3,9 = bajo o no adecuado, 4-6,9 índice medio y 7-10 índice alto o adecuado.

Cobertura		UEH	Época de lluvia				Época seca			
			Promedio	Σ promedios	Valor Índice	Calidad de hábitat	Promedio	Σ promedios	Valor Índice	Calidad de hábitat
Bosque	Bosque abierto	TP14	3,92	12,15	8,10	Alto	3,85	12,23	8,154	Alto
		TP13	4,08				4,23			
		TP12	4,15				4,15			
	Bosque denso	TP16	5,15	14,92	9,95	Alto	4,92	14,38	9,59	Alto
		TP10	5,23				4,77			
		TP9	4,54				4,69			
	Bosque inundable	TP4	5,00	14,54	9,69	Alto	5,23	15,00	10	Alto
		TP3	4,69				4,77			
		TP2	4,84				5,00			
Barreras multiestrato	Pastizal misceláneo 3	T3Pmi3	3,08	10,69	7,13	Alto	3,38	10,69	7,128	Alto
		T4Pmi3	3,85				3,77			
		T1Pmi3	3,77				3,54			
	Pastizal misceláneo 5	T1Pmi5	3,54	14,15	9,44	Alto	3,62	14,85	9,897	Alto
		T2Pmi5	3,08				3,31			
		T3Pmi5	4,23				4,15			
		T4Pmi5	3,31				3,77			
	Pastizal misceláneo 7	T1Pmi7	4,54	9,077	6,05	Medio	4,38	8,846	5,897	Medio
		T3Pmi7	4,54				4,46			
	Pastizal misceláneo 8	T1Pmi8	3,39	6,385	4,26	Medio	3,92	6,923	4,615	Medio
		T2Pmi8	3,00				3,00			
Matorral denso	Matorral denso	T2Pmi3	4,23	8,692	5,80	Medio	3,92	8,692	5,795	Medio
		T2Pmi7	4,46				4,77			
Matorral abierto	Cultivo transitorio	Ctr01	3,46	7,462	4,97	Medio	3,62	7,538	5,026	Medio
		Ctr02	4,00				3,92			

Tabla 3. Listado de especies de aves potencialmente dispersoras de semillas en el Bosque Las Mercedes y áreas anexas, transectos donde se registraron y tipo de alimentación.

Especie	Familia	Transectos	Alimentación
<i>Arremon brunneinucha</i>	Emberizidae	T1Pmi3	Insectos y semillas
<i>Arremonops conirostris</i>	Emberizidae	T2Pmi7 y T3Pmi5	
<i>Atlapetes albinucha</i>	Emberizidae	T3Pmi7	
<i>Atlapetes pallidinucha</i>	Emberizidae	TP16	
<i>Chrysomus icterocephalus</i>	Icteridae	T4Pmi5 y T3Pmi5	
<i>Colaptes puntigula</i>	Picidae	TP14	
<i>Columbina squammata</i>	Columbidae	Ctr01	
<i>Columbina talpacoti</i>	Columbidae	TP2, TP3, TP4, TP12, T2Pmi8, T2Pmi7, T4Pmi3 y T4Pmi5,	
<i>Leptotila verreauxi</i>	Columbidae	TP4, TP10, TP13, TP14, TP2, TP3 y Ctr01	
<i>Phrygilus unicolor</i>	Thraupidae	TP12	
<i>Sayornis nigricans</i>	Tyrannidae	T4Pmi5 y TP14	
<i>Sicalis luteola</i>	Thraupidae	T1Pmi8, T2Pmi5, T1Pmi7, T2Pmi7, T3Pmi7, T1Pmi3, T3Pmi5, T3Pmi3 y T4Pmi3	
<i>Turdus fuscater</i>	Turdidae	TP14, TP13, TP16, T2Pmi3, T1Pmi3, Ctr01, TP2, T3Pmi7, T4Pmi3, T2Pmi8, T1Pmi7, T2Pmi7, TP9, Ctr02, T2Pmi5, T1Pmi8, TP4, TP12, T3Pmi3, T4Pmi5, TP14, TP13, TP10 y T3Pmi5	
<i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	TP14, TP13, TP16, T2Pmi3, T1Pmi3, Ctr01, TP2, T3Pmi7, T4Pmi3, T2Pmi8, T1Pmi7, T2Pmi7, TP9, Ctr02, T2Pmi5, T1Pmi8, TP4, TP12, T3Pmi3, T4Pmi5, TP14, TP13, TP10 y T3Pmi5	
<i>Diglossa cyanea</i>	Thraupidae	TP2 y T3Pmi7	Frutos
<i>Legatus leucophaius</i>	Tyrannidae	Ctr02	
<i>Machaeropterus regulus antioquiiae</i>	Pipridae	Ctr01	
<i>Patagioenas fasciata</i>	Columbidae	T2Pmi3, TP10, T3Pmi7, TP14, TP4, T1Pmi3, TP3 y T3Pmi3	
<i>Psarocolius decumanus</i>	Icteridae	TP12	
<i>Salinator atripennis</i>	Cardinalidae	TP13	
<i>Synallaxis subpudica</i>	Furnariidae	TP16 y TP14	
<i>Trogon collaris</i>	Trogonidae	TP14	
<i>Tyrannulus elatus</i>	Tyrannidae	T1Pmi3	
<i>Anisognathus igniventris</i>	Thraupidae	TP2 y TP3	
<i>Colinus cristatus</i>	Odontophoridae	T4Pmi3, T3Pmi5, TP4, TP13, TP10, TP16, T2Pmi3, T1Pmi5, T1Pmi8 y T3Pmi7	Semillas
<i>Columba livia</i>	Columbidae	TP3, TP14, TP16, TP2, T3Pmi7, T3Pmi5, TP10, T2Pmi3, TP4, TP2, T4Pmi5, T3Pmi7, Ctr02, T1Pmi7 y TP9	
<i>Columbina passerina</i>	Columbidae	TP4, TP16, TP9, TP10, TP3, T1Pmi3, T2Pmi3, T3Pmi7, T3Pmi5, T4Pmi3, T3Pmi3, T2Pmi8 y Ctr01	
<i>Dacnis cayana</i>	Thraupidae	T1Pmi3	
<i>Forpus conspicillatus</i>	Psittacidae	T2Pmi7, T2Pmi8, T1Pmi7, T3Pmi3, T3Pmi7, TP12, TP16, TP2, T4Pmi5, Ctr01, TP14, TP4, T2Pmi3, TP2, Ctr02, TP16.	
<i>Progne chalybea</i>	Hirundinidae	T2Pmi7, T1Pmi5 y T3Pmi7	
<i>Sicalis flaveola</i>	Thraupidae	TP2, T3Pmi7, T2Pmi5, T1Pmi5, TP9, TP2 y T4Pmi5	
<i>Spinus psaltria</i>	Fringillidae	TP2, Ctr01, T4Pmi3, T3Pmi5, T1Pmi7, T4Pmi5, TP13, T1Pmi5, T1Pmi8, T2Pmi7, T2Pmi3, TP3, T2Pmi5, Ctr02, T1Pmi3, T3Pmi7, T2Pmi8 y TP2.	
<i>Spinus spinescens</i>	Fringillidae	Ctr02 y T1Pmi8	
<i>Sporophila luctuosa</i>	Thraupidae	Ctr02, T1Pmi5, Ctr01, T2Pmi5, T4Pmi3 y T2Pmi7	
<i>Zenaida auriculata</i>	Columbidae	TP13, T2Pmi3, T1Pmi3, TP2, TP3, T1Pmi8, Ctr01, Ctr02, T3Pmi3, T4Pmi3, T3Pmi7, T4Pmi5, T3Pmi5, TP12, TP4, T2Pmi8, T1Pmi5, T2Pmi5, TP13, T2Pmi8, TP14 y T1Pmi7.	

Continuación tabla 3.

Especie	Familia	Transectos	Alimentación
<i>Amazona ochrocephala</i>	Psittacidae	T2Pmi3	Frutos y semillas
<i>Eupsittula pertinax</i>	Psittacidae	TP13	
<i>Pheucticus aureoventris</i>	Cardinalidae	TP13, TP12, TP16, T2Pmi3, T4Pmi5, TP10, TP2, T1Pmi3, T3Pmi3, TP14 y TP13	
<i>Salvator coerulescens</i>	Cardinalidae	TP12, TP10, Ctr01 y T3Pmi3	
<i>Salvator striatipectus</i>	Cardinalidae	Ctr01, T4Pmi5, T2Pmi3 y T3Pmi7	
<i>Sporophila minuta</i>	Thraupidae	T4Pmi3 y Ctr02	
<i>Icterus chrysater</i>	Icteridae	TP13, T2Pmi3, T1Pmi3, TP2, TP3, T1Pmi8, Ctr01, Ctr02, T3Pmi3, T4Pmi3, T3Pmi7, T4Pmi5, T3Pmi5, TP12, TP4, T2Pmi8, T1Pmi5, T2Pmi5, TP13, T2Pmi8, TP14 y T1Pmi7.	Frutos, semillas y néctar
<i>Elaenia frantzii</i>	Tyrannidae	T2Pmi7, T3Pmi7, T4Pmi5, Ctr02, T3Pmi5, TP3, T1Pmi7, TP10, TP14 y Ctr01	Frutos e insectos
<i>Elaenia parvirostris</i>	Tyrannidae	Ctr02	
<i>Euphonia xanthogaster</i>	Fringillidae	TP3	
<i>Manacus manacus</i>	Pipridae	Ctr02	
<i>Mimus gilvus</i>	Mimidae	TP12, T2Pmi7, T3Pmi3, T1Pmi5, Ctr02, T3Pmi7, T2Pmi8, T4Pmi3, T2Pmi5, T1Pmi8, Ctr01, TP2, TP14, TP10, T2Pmi8 y T2Pmi3.	
<i>Myadestes ralloides</i>	Turdidae	T4Pmi5	
<i>Porphyrio martinica</i>	Rallidae	Ctr02 y Ctr01	
<i>Ramphocelus carbo</i>	Thraupidae	TP2 y TP10	
<i>Tersina viridis</i>	Thraupidae	TP14 y TP12	
<i>Tiaris olivaceus</i>	Thraupidae	TP4	
<i>Todirostrum cinereum</i>	Tyrannidae	Ctr01	
<i>Turdus grayi</i>	Turdidae	TP13 y T1Pmi8	
<i>Turdus nudigenis</i>	Turdidae	T2Pmi3	
<i>Tyrannus dominicensis</i>	Tyrannidae	Ctr01, TP14 y TP3	
<i>Tyrannus tyrannus</i>	Tyrannidae	T1Pmi7	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tyrannidae	T4Pmi3, T2Pmi7, TP12, T3Pmi5, T2Pmi3 y T4Pmi5	
<i>Gallinula chloropus galeata</i>	Rallidae	Ctr02 y Ctr01	Frutos, semillas e insectos
<i>Geotrygon montana</i>	Columbidae	TP14 y TP13	
<i>Icterus galbula</i>	Icteridae	T1Pmi5	
<i>Icterus nigrogularis</i>	Icteridae	TP13	
<i>Quiscalus lugubris</i>	Icteridae	TP3 y TP9	
<i>Sturnella magna</i>	Icteridae	T1Pmi8, T3Pmi3, T4Pmi3, T1Pmi5, T3Pmi7, T3Pmi5, TP13, T2Pmi5, Ctr01, T1Pmi3, T1Pmi8 y T2Pmi8	

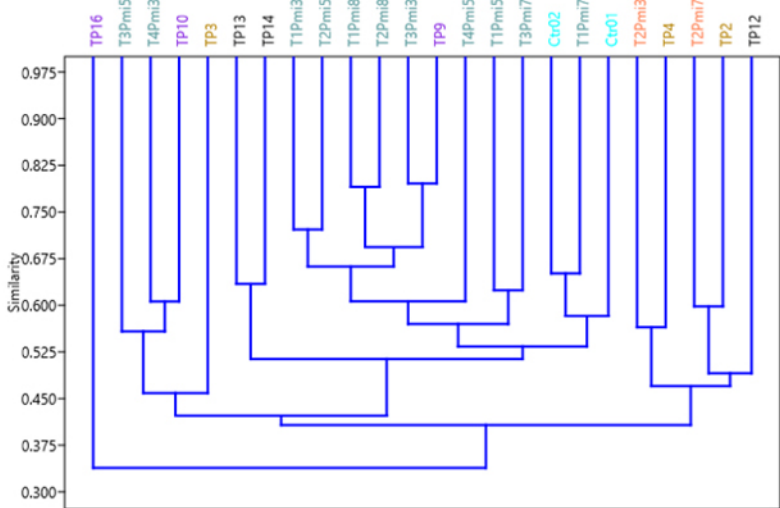


Figura 2. Dendrograma de similitud de Bray Curtis de aves potenciales dispersoras de semillas en los diferentes transectos del área de estudio.

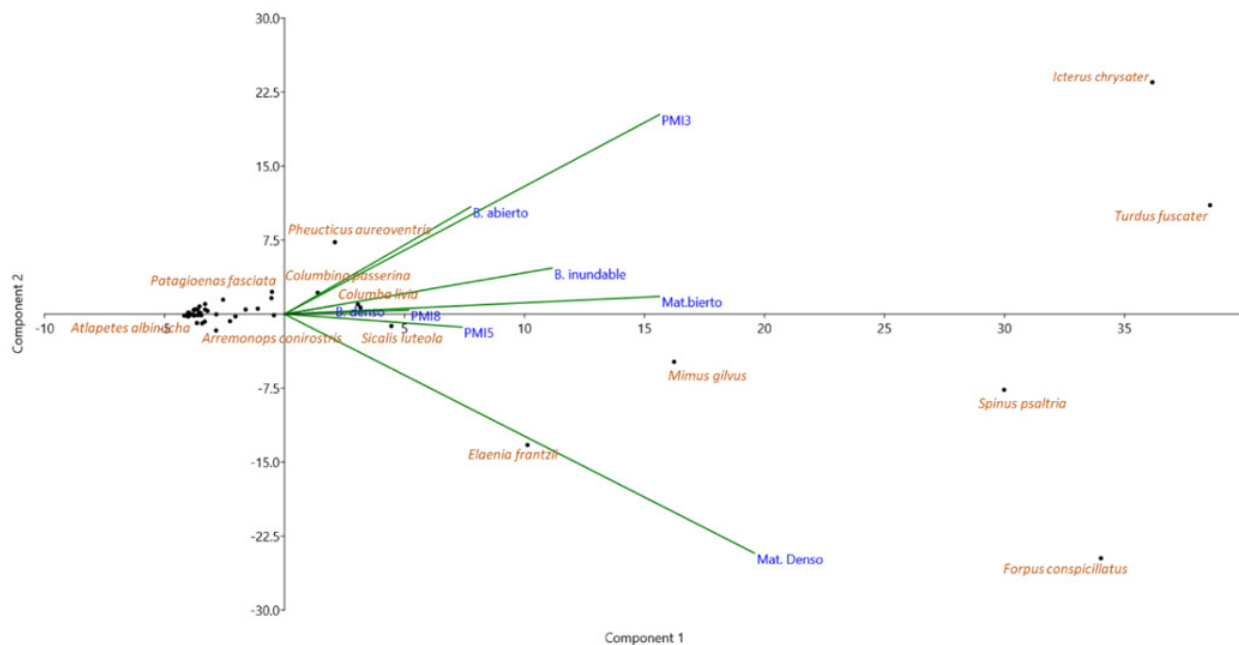


Figura 3. Análisis componentes principales para la composición de especies de aves dispersoras de semillas en las diferentes coberturas evaluadas. Construido con ayuda del programa PAST.

En cuanto a las aves potencialmente dispersoras de semillas, la dominancia de especies generalistas, como *Z. capensis*, *T. fuscater*, es un patrón esperado en escenarios tempranos de restauración, las cuales, se encuentran asociadas a matorrales densos (TP14, T3Pmi7), con alta oferta de recursos, donde su capacidad de aprovechar ambientes heterogéneos y de recursos diversos les permiten colonizar primero (Quitán *et al.* 2018). Aunque este patrón refleja un estado transicional, la presencia de, al menos, 66 especies con potencial dispersor, sugiere que el área ya cumple un rol funcional en los procesos de regeneración ecológica (Camargo *et al.* 2020); sin embargo, la baja representatividad de frugívoros especialistas indica que la conectividad ecológica aún es limitada y que los procesos de sucesión no han alcanzado etapas avanzadas (Camargo *et al.* 2020).

Desde el punto de vista de la ecología funcional, la comunidad de aves potencialmente dispersoras observada representa un ensamblaje con redundancia funcional parcial (es decir, varias especies cumplen roles similares), lo cual, contribuye a la resiliencia del ecosistema frente a perturbaciones; sin embargo, la ausencia de especies especialistas reduce la diversidad de interacciones ecológicas (García & Martínez, 2012).

El avance del proceso de restauración ecológica, mediante el enriquecimiento con especies nativas de bosques intermedios y maduros, permitirá atraer más aves frugívoras con dietas más específicas y ampliar la red de dispersión. Asimismo, se incrementará la oferta de alimento y refugio para las aves, optimizando la conectividad funcional con el Humedal La Conejera.

Finalmente, a partir de esta investigación, se puede afirmar que existe un avance en el proceso de restauración, especialmente, en

las áreas anexas al bosque; no obstante, sigue siendo un ecosistema sensible que requiere un manejo cuidadoso, para consolidar su recuperación.

Se recomienda implementar actividades de control de especies colonizadoras, como *R. bogotensis* y *B. multiflora*, con el fin de favorecer la expresión del banco de semillas; además, se sugiere enriquecer las plantaciones en las áreas anexas, con una mayor diversidad de especies vegetales nativas, propias de bosques intermedios y maduros. Asimismo, se propone establecer cortinas o barreras, mediante diferentes arreglos florísticos para mitigar el impacto de las actividades productivas y garantizar, tanto la conectividad con el Humedal La Conejera como la resiliencia ecológica frente a futuras perturbaciones.

Agradecimientos. La autora agradece al Jardín Botánico José Celestino Mutis, por la financiación del proyecto de investigación; a Alba Luz González Pinto, Líder de la Línea de Investigación en Restauración Ecológica, por su asesoría y apoyo en la formulación y ejecución de la investigación; al personal técnico y asistentes de campo de la Línea por su apoyo en campo en la toma de datos. **Conflicto de intereses:** El manuscrito fue preparado y revisado por la autora, quien declaró que no se presenta ningún conflicto de interés que ponga en riesgo la validez de los resultados presentados. **Financiación:** La investigación fue financiada por el Jardín Botánico José Celestino Mutis, a través del proyecto de inversión 7679 “Investigación para la conservación de los ecosistemas y la flora de la Región y Bogotá” (contrato JBB-028-2021).

REFERENCIAS

- ALBRECHT, J.; NEUSCHULZ, E.; FARWIG, N. 2012. Impact of habitat structure and fruit abundance on avian seed dispersal and fruit predation. *Basic and Applied Ecology*. 13(4):347-354. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.06.005>
- ALONSO, A.M.; FINEGAN, B.; BRENES, C. 2017. Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Revista Caldasia*. 39(1):140-156. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v39n1.64324>
- CAMARGO, S.A.; PIZO, M.A.; BRANCALION, P.H.; CARLO, T.A. 2020. Fruit traits of pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes: Implications for restoration. *Journal of Applied Ecology*. 57:2329-2339. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13697>
- CHAPARRO HERRERA, S.; CAMARGO MARTÍNEZ, P. 2017. Avifauna a lo largo del Río Fucha en la ciudad de Bogotá, Colombia. *Revista Biota Colombiana*. 18(2):212-226. <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a14>
- CLERICI, N.; ARMENTERAS, D.; KAREIVA, P.; BOTERO, R.; RAMÍREZ-DELGADO, J.P.; FORERO-MEDINA, G.; BIGGS, D. 2020. Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports*. 10:4971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61861-y>
- CRAMER, J.M.; MESQUITA, R.C.; WILLIAMSON, B. 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation*. 137:415-423. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.019>
- EMER, C.; JORDANO, P.; PIZO, M.; RIBEIRO, M.; DA SILVA, F. 2019. Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. *Biotropica*. 52(1):81-89. <https://doi.org/10.1111/btp.12738>
- EMPRESA DE ACUEDUCTO Y ALCANTARILLADO DE BOGOTÁ, EAAB; AGUAS DE BOGOTÁ, AB. 2021. Aves de los humedales urbanos de Bogotá. Ed. Aguas de Bogotá. 223p.
- ESPINOSA, C.I.; JARA-GUERRERO, A.; CASTILLO-ESCOBAR, J.; CUEVA-ORTIZ, J.; GUSMÁN-MONTALVÁN, E.; STIMM, B.; HILDEBRANDT, P.; ESCUDERO, A. 2025. Chronic disturbance alters seed dispersal traits and frugivores resources in a dry tropical forest. *Scientific Reports*. 15:10854. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-95319-w>
- FRICKE, E.C.; BELLO, C.; CHAPLIN-KRAMER, R.; DENT, D.H.; FEELEY, K.J.; GALETTI, M.; GONZÁLEZ-VARO, J.P.; HELENO, R.; REID, J.L. 2025. Drivers and impacts of global seed disperser decline. *Nature Reviews Biodiversity*. 1:386-400. <https://doi.org/10.1038/s44358-025-00053-w>
- GALLINA, S.; MANDUJANO, S.; VILLARREAL, O.A. 2014. Monitoreo y manejo del venado cola blanca: Conceptos y métodos. Instituto de Ecología A.C.; Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Xalapa, México. 220p.
- GARCÍA, D.; MARTÍNEZ, D. 2012. Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. *Biological Sciences*. 279:3106-3113. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.0175>
- GONZÁLEZ-VALDIVIA, N.; OCHOA-GAONA, S.; POZO, C.; GORDON FERGUSON, B.; RANGEL-RUIZ, L.J.; ARRIAGA-WEISS, S.L.; PONCE-MENDOZA, A.; KAMPICHLER, C. 2011. Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica. *Revista Biológica Tropical*. 59(3):1433-1451.
- GONZÁLEZ-VARO, J.P.; ALBRECHT, J.; ARROYO, J.M.; BUENO, R.S.; BURGOS, T.; ESCRIBANO-ÁVILA, G.; FARWIG, N.; GARCÍA, D.; ILLERA, J.C.; JORDANO, P.; KUREK, P.; RÖSNER, S.; VIRGÓS, E.; SUTHERLAND, W.J. 2023. Frugivore-mediated seed dispersal in fragmented landscapes: Compositional and functional turnover from forest to matrix. *Ecology*. 120(44):e2302440120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2302440120>
- GOPARAJU, L.; AHMAD, F.; SINHA, D. 2017. Spatial analysis of wildlife habitat around Madihan forests of Mirzapur district, Uttar Pradesh in India, using geospatial technology. *Revista Eurasscience*. 5(1):13-28. <http://dx.doi.org/10.2478/ffp-2018-0007>
- GURRUTXAGA, M. 2004. Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad, nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenamiento territorial. Informe técnico No. 103. Administración de la Comunidad Autónoma del País Vasco, Departamento de Agricultura y Pesca. p.27-121.
- HAN, Z.; YANG, X.; ZHANG, L.; TRYJANOWSKI, P.; JIGUET, F.; WANG, H. 2025. Responses of steppe birds to habitat fragmentation: Insights from niche specialization and functional traits. *Avian Research*. 16(3):100257. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2025.100257>
- JESUS, F.M.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; FRANCO, G.A.; METZGER, J.P. 2012. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. *Journal of Vegetation Science*. 23(6):1126-1136. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01418.x>
- LAMPERTY, T.; BROSI, B.J. 2022. Loss of endangered frugivores from seed dispersal networks generates severe

- mutualism disruption. *Proceedings of the Royal Society B*. 289:20220887. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.0887>
- MCCONKEY, K.R.; PRASAD, S.; CORLETT, R.T.; CAMPOS-ARCEIZ, A.; BRODIE, J.F.; ROGERS, H.; SANTAMARÍA, L. 2012. Seed dispersal in changing landscapes. *Biological Conservation*. 146(1):1-13. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.018>
- MORENO SALAZAR, N.; OCHOA, D.; CAMARGO MARTÍNEZ, P.A.; BUITRAGO GUÁQUETA, C. 2019. Aves de Bogotá – Guía de aviturismo. Alcaldía Mayor de Bogotá; Asociación Bogotana de Ornitología-ABO; Excursiones Amistad S.A.S; Adescubrir Travel & Adventure S.A.S. 308p.
- MORENO-MATEOS, D.; ALBERDI, A.; MORRIEN, E.; VAN DER PUTTEN, W.H.; RODRÍGUEZ-UÑA, A.; MONTOYA, D. 2020. The long-term restoration of ecosystem complexity. *Nature Ecology & Evolution*. 4:676-685. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1154-1>
- MOSTACEDO, B.; FREDERICKSEN, T.S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia. 87p.
- PÉREZ SUÁREZ, V. 2022a. Caracterización de la vegetación del Bosque Las Mercedes y sus áreas anexas, Bogotá D.C. Jardín Botánico de Bogotá “José Celestino Mutis”. Dataset. <https://doi.org/10.15472/zt6xg2>.
- PÉREZ SUÁREZ, V. 2022b. Caracterización de la avifauna del Bosque Las Mercedes y áreas anexas, Bogotá D.C. Jardín Botánico de Bogotá “José Celestino Mutis”. Dataset. <https://doi.org/10.15472/wbs94o>.
- QUIMBAY, J.F.; ROJAS, R.R. 2014. Frugivoría y dispersión de semillas de la palma *Oenocarpus bataua* en dos regiones con diferente estado de conservación. *Actualidades Biológicas*. 37(102):273-285.
- QUITIÁN, M.; SANTILLÁN, V.; BENDER, I.M.; ESPINOSA, C.I.; HOMEJER, J.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING, M.; NEUSCHULZ, E.L. 2018. Functional responses of avian frugivores to variation in fruit resources between natural and fragmented forests. *Functional Ecology*. 33:399-410. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13255>
- RALPH, C.J.; GEUPEL, G.R.; PYLE, P.; MARTIN, T.E.; DESANTE, D.F.; MILÁ, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Pacific Southwest Research Station. Albany, California. 51p. Disponible en: https://www.birdpop.org/docs/pubs/Ralph_et_al_1996_Manual_de_Metodos_Para_El_Monitoreo_De_Aves.pdf
- RUIZ-GUTIÉRREZ, V.; BERLANGA, H.A.; CALDERÓN-PARRA, R.; SAVARINO-DRAGO, A.; AGUILAR-GÓMEZ, M.A.; RODRÍGUEZ-CONTRERAS, V. 2019. Manual ilustrado para el monitoreo de aves. PROALAS: Programa de América Latina para las Aves Silvestres. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Iniciativa para la Conservación de las Aves de Norte América; Laboratorio de Ornitología de Cornell. Ciudad de México e Ithaca N.Y. 104p.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; QUESADA, M.; RODRÍGUEZ, J.P.; NASSAR, J.M.; STONER, K.E.; CASTILLO, A.; GARVIN, T.; ZENT, E.L.; CALVO-ALVARADO, J.C.; KALACSKA, M.E.; FAJARDO, L.; GAMON, J.A.; CUEVAS-REYES, P. 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropica*. 37(1):477-485. <https://doi.org/10.1046/j.0950-091x.2001.00153.x-i1>
- SANTOS, T.; TELLERÍA, J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 15(2):3-12.
- TOBÓN, C. 2009. Los bosques andinos y el agua. Serie Investigación y Sistematización No. 4. Programa Regional Ecobona-Intercooperation, Codensan. Quito, Ecuador. 123p.
- XIE, S.; MARZLUFF, J.M.; SU, Y.; WANG, Y.; MENG, N.; WU, T.; GONG, C.; LU, F.; XIAN, C.; ZHANG, Y.; OUYANG, Z. 2022. The role of urban waterbodies in maintaining bird species diversity within built area of Beijing. *Science of the Total Environment*. 806:150430. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150430>