

Universidad Nacional

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Escuela de Ciencias Biológicas

Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de los Recursos Naturales

Informe Escrito Final

Evaluación de los requerimientos ecológicos de la comunidad de aves asociada a diferentes tipos de cobertura, como una contribución para la conectividad funcional en el corredor biológico interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela.

Modalidad de Tesis presentado como requisito parcial para optar al grado de Licenciatura en Biología con Énfasis en Manejo de Recursos Naturales

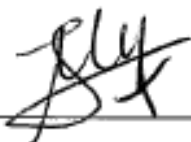
Nombre del Estudiante:

Andrew José Lindwedel Cruz

Campus Omar Dengo Heredia, Costa Rica

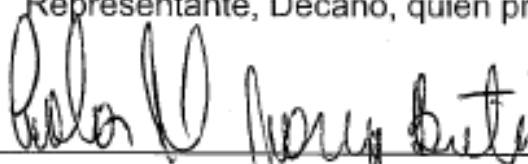
Noviembre del 2021

Este trabajo de graduación fue Aprobado por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, como requisito parcial para optar por el grado de Licenciatura en Manejo de Recursos Naturales.



Dr. Meyer Guevara Mora

Representante, Decano, quién preside



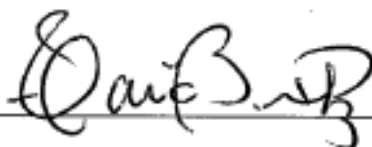
Dr. Carlos Morera Beita

Representante Unidad Académica



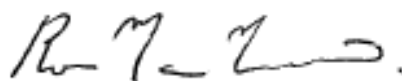
M.Sc. Alejandro Durán Apuy

Tutor



M.Sc. Tania Bermúdez Rojas

Asesora



Dra. Rose Marie Menacho

Invitada especial

Agradecimiento

La gratitud es algo que personalmente practico mucho, no sólo porque demuestra modales o una buena educación, sino porque realmente una persona agradecida siente lo importante que son los demás en su vida, cuánto aportan y cómo la ayudan a crecer. No importa que tan sencilla sea una tarea, desde ese compañero que te ayuda con la universidad, hasta el chofer de bus que te lleva a casa, o inclusive el conserje que mantiene limpia la escuela todos los días, el decir gracias nunca está demás.

Es por esto que, le agradezco primero a Dios por haberme dado la oportunidad de llegar hasta este punto de mi carrera, por los magníficos momentos y experiencias que viví en esta universidad, por las amistades que conocí, y por supuesto por los tropiezos y las dificultades que me llevaron a ser un mejor profesional. Le agradezco a mi familia (mi padre, mi madre a mis dos hermanos), porque a lo largo de mi vida siempre han sido mi mayor pilar, especialmente a mi madre, ya que siempre han estado ahí cuando más los necesito. También quiero agradecerle a mi primo Kevin y a mis amigos Andrés y Giovanni por haberme ayudado en algunos muestreos, sobre todo en la parte de identificación y muestreo de plantas que fue la más difícil.

A mis amigos y compañeros (Valentina, Katherine Quesada, Katherine Delgado, Abraham, Natalia, Jessica, Beatriz y Nancy) también les agradezco en demasía, por el apoyo incondicional que han mostrado a lo largo de mi carrera, ya que en más de una ocasión necesité de alguien para salir adelante con los cursos, así como también siempre pude contar con más de uno para completar mis proyectos o afrontar problemas personales, y no tengo duda en que todos y cada uno de ellos serán profesionales con grandes hazañas. Además, quiero hacer un caso especial para Valentina y Katherine Quesada, quienes han sido aparte de excelentes compañeras, grandes amigas, y les agradezco el tiempo compartido, junto con sus consejos, dramas, pleitos, pero sobre todo también las risas y ese gran carisma que tienen.

Quiero agradecerles también a mis profesores de escuela, porque todo lo que sé de los debo a ellos, especialmente a Óscar Ramírez que en paz descansa, quien fue el que me inculcó esa pasión por las aves. También le agradezco a mi grupo asesor (profesores Alejandro, Carmen, Tania y Marvin), por tomarse el tiempo y la dedicación de ayudarme y orientarme durante este proceso. Especialmente al profe Alejandro, que a veces cuesta contactar, pero quien ha sido una importante guía académica para mí durante los cursos, la práctica profesional supervisada, y sobre todo esta tesis, le agradezco mucho su dedicación, las buenas prácticas, los consejos que me ha dado, así como también el apoyo y esa actitud positiva que siempre transmite.

Finalmente quiero agradecer a la AOCR, por haberme dado el apoyo económico gracias al fondo de la beca Alexander Skutch, con la cual pude cubrir los gastos de esta investigación. Además, a los compañeros del SINAC, tanto de la oficina de Grecia como a los de la RFBN (Manuel, Andrés, Giovanni y Carlos) por su gran apoyo, la hospitalidad y el compromiso.

Dedicatoria

Este trabajo final de graduación quiero dedicárselo a mi madre, Yendry, quien aparte de ser una excelente madre, ha sido también una profesora, guía, consejera, institutriz, educadora, pero sobre todo una gran amiga y compañera, y mi más grande sustento. Gracias mamá, porque en todo momento tuve tu apoyo incondicional, en las buenas y en las malas, y me ayudaste a crecer como un buen profesional, pero también me instruiste para ser una buena persona, siempre tratando de dar lo mejor de mí gracias a ti, porque me enseñaste a ser responsable, amable, honesto, atento y solidario. Por eso eres y serás siempre mi mejor modelo a seguir.

Índice

Miembros del tribunal.....	I
Agradecimientos.....	II
Dedicatoria.....	IV
Índice.....	V
Índice de cuadros.....	VII
Índice de figuras.....	VIII
Acrónimos.....	IX
Resumen.....	X
1. Introducción.....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. Justificación.....	4
1.3. Planteamiento del problema.....	6
1.4. Objetivos.....	7
1.4.1 Objetivo General.....	7
1.4.2. Objetivos Específicos.....	7
2. Marco Teórico.....	8
2.1. Fragmentación del hábitat.....	8
2.2. Corredores Biológicos.....	9
2.3. Conectividad funcional y estructural.....	12
2.4. Corredor Biológico Interurbano El Achote.....	13
2.5. Requerimientos ecológicos de las aves.....	15
2.6. Características espaciales del paisaje.....	18
3. Marco Metodológico.....	20
3.1. Área de estudio.....	20
3.2. Diseño Experimental.....	22
3.2.1. Tipos de cobertura de uso del suelo.....	22
3.2.2. Muestreo de comunidades de aves silvestres.....	22
3.2.3. Variables ecológicas.....	23
3.2.4. Variables espaciales.....	29
3.3. Lineamientos de manejo.....	31
3.4. Análisis de datos.....	32
4. Resultados.....	35
4.1. Variables ecológicas.....	35
4.2. Variables espaciales.....	42
4.3. Lineamientos de Manejo para la mejora de la Conectividad Funcional.....	47

de la Avifauna dentro del CBIA.....	
4.3.1. Estrategias de Conectividad.....	47
4.3.2. Sitios Potenciales para la Implementación de las Medidas de Manejo.....	63
5. Discusión.....	70
5.1. Variables ecológicas.....	70
5.2. Variables espaciales.....	79
6. Conclusiones.....	83
7. Recomendaciones.....	85
8. Referencias.....	87
9. Anexos.....	107

Índice de Cuadros

Cuadro 1	Tipos de cobertura de uso del suelo del Corredor Biológico Interurbano El Achote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.....	22
Cuadro 2	Categorías de gremios tróficos en aves silvestres.....	27
Cuadro 3	Comportamientos exhibidos en las aves silvestres.....	28
Cuadro 4	Especies frecuentes de aves según el tipo de cobertura de uso del suelo en el CBIA.....	37
Cuadro 5	Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de calles arboladas.....	48
Cuadro 6	Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de zonas verdes urbanas.....	50
Cuadro 7	Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de jardines y muros verdes urbanos.....	52
Cuadro 8	Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de cercas vivas.....	55
Cuadro 9	Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de arboledas en campos de cultivo y potreros.....	57
Cuadro 10	Especies vegetales que pueden utilizarse para la reforestación de los bosques de ribera.....	59
Cuadro 11	Especies vegetales que pueden utilizarse para la reforestación del bosque secundario.....	61
Cuadro 12	Sitios para la implementación de las medidas de la conectividad funcional en la Zona Baja del CBIA.....	63
Cuadro 13	Sitios para la implementación de las medidas de la conectividad funcional en la Zona Media del CBIA.....	66
Cuadro 14	Sitios para la implementación de las medidas de la conectividad funcional en la Zona Alta del CBIA.....	68

Índice de Figuras

Figura 1	Zonas de Muestreo dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.....	21
Figura 2	Curva de acumulación de especies de aves silvestres.....	35
Figura 3	Abundancia relativa calculada para las especies de aves.....	36
Figura 4	Hábitats de preferencia para las especies de aves.....	39
Figura 5	Grado de dependencia al bosque de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo.....	40
Figura 6	Efecto de la degradación del hábitat de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo.....	41
Figura 7	Gremios tróficos de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo.....	42
Figura 8	Uso del hábitat de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo.....	43
Figura 9	Agrupamiento por ligamiento promedio mediante distancias de Bray-Curtis de los sitios de muestreo según la comunidad avifaunística.....	49
Figura 10	Diagrama de Venn de la distribución de las especies de aves entre los grupos de sitios de muestreo.....	45
Figura 11	Análisis de CCA entre las variables ambientales con la distribución de las especies de aves y los sitios de muestreo.....	46
Figura 12	Estratos vegetales utilizados por las especies de aves para cada tipo de cobertura de uso del suelo.....	47
Figura 13	Sitios para la implementación de la conectividad funcional de la Avifauna en la Zona Baja del CBIA.....	65
Figura 14	Sitios para la implementación de la conectividad funcional de la Avifauna en la Zona Media del CBIA.....	67
Figura 15	Sitios para la implementación de la conectividad funcional de la Avifauna en la Zona Alta del CBIA.....	69

Acrónimos

CBIA	Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia
RFBN	Reserva Forestal Bosque del Niño
SINAC	Sistema Nacional de Áreas de Conservación
UICN	Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza
CCA	Canonic Correspondence Analysis
PNCB	Programa Nacional de Corredores Biológicos
CBI	Corredor Biológico Interurbano
GAM	Gran Área Metropolitana
DAP	Diámetro a la altura del pecho
ACCVC	Área de Conservación Cordillera Volcánica Central
ANOVA	Analysis of Variance
PERMANOVA	Permutacional Multivariate Analysis of Variance
BIO-ENV	Best Subset of Environmental Variables Correlation with Community Dissimilarities

Resumen

Actualmente el CBIA no presenta datos con respecto a la avifauna, ni de como esto puede llegar a variar dentro de los distintos ecosistemas y su contribución al funcionamiento del corredor. Por esta razón, el principal objetivo consiste en evaluar los requerimientos ecológicos de la comunidad de aves asociada a los distintos tipos de coberturas de uso del suelo, para el mejoramiento de la conectividad funcional en el CBIA. Para esto, se escogieron diez sitios de muestreo, los cuales fueron seleccionados en zonas de cultivo (caña y café), zonas urbanas, bosque secundario y bosque de ribera, en donde a través de la técnica de puntos de conteo, se determinó la riqueza y abundancia de las aves asociadas a cada tipo de cobertura. A partir de allí se determinaron diversas variables ecológicas para la caracterización de la avifauna en cada sitio, y también se realizaron medidas de la estructura vegetal y espacial. Se identificaron un total de 196 especies de aves, la gran mayoría presentan preferencias por hábitats abiertos, con niveles intermedios de dependencia al bosque, aunque las zonas de bosque secundario, ribereño, junto con los cafetales, fueron los sitios con más alta diversidad de aves. Los diferentes tipos de cobertura no presentaron relación con los gremios tróficos, ni con el uso del hábitat, ya que los insectívoros y frugívoros fueron siempre los dominantes, y en cuanto a los comportamientos, los más comunes de observar fueron el forrajeo y el canto. Además, la altura del estrato arbustivo, la altitud del sitio junto con el porcentaje de cobertura del dosel, fueron las variables que influyeron significativamente sobre la asociación de las aves bajo los diferentes tipos de cobertura. Por ende, se concluye que las aves con hábitos generalistas en cuanto a sus requerimientos (alimento, refugio y nido), son las que predominan dentro del CBIA, las cuales se asocian más en las áreas abiertas y los parches de bosque fragmentado.

1. Introducción

1.1. Antecedentes

A nivel global, se han realizado múltiples estudios en donde se establecen comparaciones de comunidades de aves, con base en distintos tipos de cobertura del suelo. Muchos de estos estudios están basados en sitios de agricultura intensiva, como por ejemplo Assandri *et al.* (2017), que evaluaron la abundancia de aves en viñedos de Trentino, Italia, tomando en cuenta el paisaje de la zona. Así mismo, estudios realizados por Codesido *et al.* (2008) en Argentina, donde se realizó una caracterización de los ensamblajes de aves asociadas al uso de la tierra, en agroecosistemas de la Región Pampeana, y también en agroecosistemas dentro de la Provincia de Buenos Aires (Codesido & Bilenca, 2011). En México, también se hizo un estudio de comparación tanto de métodos de muestreo (transecto vs puntos), como de tipos de hábitats (sabanas, pastizales, áreas agrícolas y abiertas), basados en su diferente cobertura vegetal (Posadas *et al.*, 2019). Cabe mencionar además, que Navarro *et al.* en el 2016, realizaron un estudio en tierras agropecuarias abandonadas de Yucatán, México, basado en los requerimientos ecológicos de tres familias de aves, dos muy dependientes del bosque (Trochilidae y Picidae), y una que es indicadora de zonas urbanas (Columbidae).

Por otra parte, hay estudios dentro de regiones urbanas, principalmente las grandes ciudades, para evaluar el contraste que existe en las comunidades de aves. Entre estos, tenemos el realizado por Ortega & MacGregor (2009), en la Ciudad de México, donde analizaron la estructura y la diversidad de las aves, bajo diversos patrones de uso del suelo urbano, como zonas residenciales, áreas comerciales, así como zonas verdes. Otro ejemplo en áreas urbanas, es el realizado en la Ciudad de Buenos Aires, estudiando los distintos gremios alimenticios y riqueza avifaunística, en base a un gradiente de desarrollo urbano, además de los requisitos ecológicos dentro de cada uso del suelo, como la composición florística, cobertura vegetal, diversidad de árboles, la distancia próxima a carreteras y a cuerpos de agua (Faggi & Perepelizin, 2006).

Con respecto a los requerimientos ecológicos de las aves, hay estudios que determinan de diversas maneras, cuáles son las variables y metodologías que deben tomarse en cuenta para realizar este tipo de evaluaciones. Zuñiga *et al.* (2019), examinaron rasgos del paisaje que aumentan la probabilidad de que se presenten más aves migratorias en un sitio, considerando la cobertura porcentual de árboles y arbustos, la distancia a zonas urbanas, y la riqueza vegetal del sitio. Por otro lado, Vallencillo (2009), realiza modelos con base en sistemas de información geográfica, para identificar cambios en la distribución avifaunística en distintos usos del suelo, utilizando factores como el clima y la topografía. Fajardo *et al.* en el 2009, seleccionaron catorce usos distintos de suelo, considerando la densidad arbórea, e incluyendo coberturas de diferentes procesos de sucesión como: pasturas, bosques ribereños, bosques primarios, bosques secundarios, así como plantaciones frutales, en donde obtuvo diferencias en cuanto a la abundancia y riqueza de las aves asociadas a estos sitios. Por último, en el río Paraná (Argentina), se hace un estudio del cambio de la diversidad avifaunística asociado al cambio del uso del suelo, esto mediante análisis de imágenes satelitales, donde se evalúa la composición y configuración paisajística, basado en la cobertura de la vegetación palustre, así como la riqueza avifaunística de la zona (Sica, 2016).

Por lo que se refiere a investigaciones a nivel nacional, en su mayoría muchos estudios se basan en agropaisajes, dado que la agricultura en Costa Rica, tiene un importante peso en la economía del país. Por ejemplo, en Esparza (Puntarenas), se realizaron caracterizaciones de comunidades de aves en 12 fincas ganaderas, evaluando la riqueza y abundancia, y tomando en cuenta parámetros ecológicos basados en la vegetación, como el volumen y la cobertura del dosel (Enríquez & Sáenz, 2007). Otro estudio llevado a cabo en Turrialba, Cartago, se basa en las variaciones de las comunidades avifaunísticas de distintos usos de suelo, basados en plantaciones multiestratos y simplificadas de caña de azúcar, café, cacao, teca, así como pasturas de cercas vivas y bosque secundario (Martínez *et al.*, s.f.). Además, en una investigación realizada por Sáenz *et al.* (2006), se comparó la riqueza de especies aviarias en tres agropaisajes de Costa Rica, Colombia y Nicaragua, mostrando diferencias significativas entre los distintos usos del

suelo, esto debido a factores como la presencia de vegetación leñosa, cercas vivas y la alta densidad arbórea.

La avifauna también ha sido objeto de estudio para procesos de implementación y monitoreo de los corredores biológicos. En Costa Rica, Garbach (2010) investigó como se afecta la riqueza de aves a partir del manejo de cercas vivas ubicadas en Turrialba, Cartago, dentro del Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca. Además, uno de los principales motivos por el que se crea el Corredor Biológico San Juan la Selva en el sector Caribe, es para proteger a la lapa verde (*Ara ambiguus*) la cual se encuentra bajo amenaza, y también se favorece la migración de especies de aves y mariposas (Villate *et al.*, 2009). Hay otros estudios más recientes que se basan en corredores biológicos interurbanos, como el realizado por Pérez *et al.* (2018), en donde se elaboró un diagnóstico de los parásitos que portaban las aves silvestres, dentro del río Pirro en Heredia. De la misma manera, se realizó un estudio enfocado en la riqueza y abundancia avifaunística asociada a la microcuenca urbana del río Bermúdez en Heredia, caracterizando a las especies por su grado de dependencia al bosque y gremios tróficos (McQueen *et al.*, 2019). Finalmente, hay un estudio realizado por Solano (2018), en donde realiza conteos de aves urbanas asociadas a los parques de la ciudad de San José, llegando a registrar hasta 40 especies. De esta manera, se ejemplifica como la avifauna ha sido un objeto de estudio esencial en el manejo de los corredores biológicos a nivel nacional.

En relación con otros estudios en Costa Rica, se destaca el de Núñez (2008), en donde se evalúan las comunidades de aves en bosques con procesos de restauración, a partir de potreros abandonados en Hojancha, Guanacaste, tomando en cuenta diferentes fases del proceso de sucesión. Así mismo, en cuanto a los requerimientos ecológicos se refiere, la cobertura arbórea ha sido una variable de suma importancia para evaluar el hábitat de las comunidades de aves, la cual, ha sido tomada en cuenta en estudios como el de Cárdenas *et al.* (2003), en donde se compararon la diversidad de aves en bosques secos, riparios, charrales, y demás usos del suelo en un paisaje fragmentado en Cañas, Alajuela. Menacho & Sáenz (2004), también apuntan en su estudio, que la cobertura arbórea conlleva a

diferencias importantes en la diversidad de aves de un uso del suelo a otro, en donde la riqueza y abundancia, se favorecen en aquellos sitios con mayor cantidad de árboles (bosques riparios, primarios y secundarios).

Por último, acerca de las investigaciones que se han hecho a nivel regional, dentro del cantón de Grecia los estudios son muy limitados. Maglianesi (2010), establece una comparación entre los ensambles de aves del bosque secundario nativo, y el bosque de coníferas introducido, ubicados dentro de la Reserva Forestal de Grecia, considerando variables como diversidad, equidad y composición de especies. Por otra parte, en el mismo sitio de estudio, se hace una descripción de los factores que afectan la conservación dentro de la Reserva, entre los cuales se encuentran el avance de la urbanización, la contaminación por actividades agropecuarias, la cacería, niveles de ruido, captación de nacientes de agua, incendios forestales, y sobre todo la introducción de especies forestales exóticas como las coníferas (Sandoz, 2010). Por último, se hace referencia a un registro de la especie *Setophaga occidentalis* (Familia Parulidae; Reinita cabecigualda), dentro del Bosque del Niño por parte de Campos & Zucker (2004), la cual posteriormente fue registrada en un conteo de aves en el mismo año. Esta especie ha sido raramente reportada en las elevaciones medias del país (Monteverde, Volcán Irazú y San Vito), y solamente una vez en el sector Caribe, razón por la cual es considerada una especie esporádica.

1.2. Justificación

Un corredor biológico interurbano se encarga de proporcionar conectividad entre paisajes, hábitats y ecosistemas tanto naturales como perturbados por el ser humano, con el propósito de interconectar áreas protegidas para favorecer la dispersión de las especies (COBRI-SURAC, 2007, Gastezzi et al, 2016). Dentro del Corredor Biológico Interurbano “El Achiote” (CBIA), se destaca la importancia de conservar los suelos y el recurso hídrico, mediante la conectividad entre el Parque Nacional Volcán Poás y la Reserva Forestal Grecia, así como también se favorece la protección del bosque dentro de la zona de

amortiguamiento. Además, la creación del CBIA es trascendental para la conservación de las especies, para el aprovechamiento de espacios naturales en materia de recreación, y la capacitación de varias instituciones académicas (Comité Local del Achiote, 2018). En cuanto a la caracterización de la fauna estudiada dentro del corredor, se presentan algunos datos de aves y mamíferos restringidos a la parte alta, por parte de funcionarios del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), que establecen monitoreos en la zona, la cual corresponde a la Reserva Forestal Grecia. Algunas de estas especies registradas, se encuentran bajo presiones de cacería, o inclusive bajo categorías de amenaza según la clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Comité Local del Achiote, 2018). Esta reserva solamente constituye una pequeña parte del corredor, y no se tienen datos actuales de la avifauna presente dentro del área, lo cual constituye un vacío de conocimiento que es necesario de investigar.

Las aves, son uno de los mejores taxones para ser utilizados como bioindicadores, debido a su relativa facilidad al momento de muestrear (Hamann y Curio 1999, Molina & Bohórquez 2013), ya que también coinciden con la estratificación y composición vegetal presente en un sitio, así como tienen cierta sensibilidad a los cambios ambientales (Verea et al. 2010, Barlow et al. 2006, Molina & Bohórquez 2013). Además, las aves según Niemelä (2000), pueden indicar características específicas dentro de un hábitat, esto debido a que la presencia o ausencia de algunas especies, demuestran condiciones ecológicas exclusivas (Carignan & Villard 2002, Villegas & Garitano-Zavala 2008), es por esto que este estudio se basa en los requerimientos ecológicos de la comunidad de aves. Además, dentro del cantón de Grecia se encuentran múltiples tipos de cobertura como los cultivos o zonas urbanas principalmente, que pueden estar afectando la diversidad y la dispersión de las aves además, la conectividad del corredor que eventualmente puede provocar que los objetivos de conservación del mismo no se cumplan.

La promoción de lineamientos que mejoren la conectividad biológica, constituye una herramienta importante para la planeación de áreas urbanas y periurbanas, que permiten integrar la conservación de la biota y el ordenamiento territorial (Opdam et al

2006, Colorado et al 2017). Según Armenteras y Vargas (2016), este tipo de estrategias para promover la conectividad funcional, no deben solamente enfocarse en la riqueza biológica de especies, sino también en la conservación de los hábitats y la funcionalidad ecosistémica en diferentes escalas, razón por la cual se incluyen variables de requerimientos ecológicos dentro de esta investigación.

Dentro de los componentes que favorecen la conectividad en el paisaje, están los bosques ribereños, los cuales ofrecen zonas de traslado y refugio para la vida silvestre, principalmente en ecosistemas urbanos (Pérez et al, 2018), los cuales por ley también se encuentran bajo protección. Además de los ríos, hay mucha variedad en cuanto a los espacios verdes urbanos que pueden ser utilizados como zonas de paso por las aves, como calles arboladas, jardines urbanos, parques y cercas vivas, que proveen beneficios a nivel ecológico, y en otros ámbitos como la salud y el bienestar, ya sea promoviendo la recreación, reducción de la contaminación, la cohesión social entre muchos otros (Potthast & Geppert, 2019).

Por último, los estudios que evalúan la conectividad funcional en un paisaje son herramientas importantes para la implementación y mejora de las estrategias de manejo y conservación de la fauna silvestre.

1.3. Planteamiento del problema

Dentro de los trazados que comprende el CBIA, se encuentran zonas urbanas, periurbanas y rurales, los cuales abarcan distintos tipos de coberturas como asentamientos urbanos, cultivos de café y caña, charrales, tajos, así como también bosques secundarios y riparios, todos estos asociados a distintos usos del suelo. Sin embargo, actualmente no se tienen datos respecto a la avifauna del sitio, ni de como esto puede llegar a variar dentro de los distintos ecosistemas y su contribución al funcionamiento del corredor. Por esta razón, se plantea si la diversidad de los tipos de cobertura de uso del suelo, afecta la biodiversidad

de aves a lo largo del corredor biológico interurbano, mediante la determinación de sus requerimientos ecológicos.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo General

Evaluar los requerimientos ecológicos de la comunidad de aves asociada a los distintos tipos de coberturas, como una herramienta para el mejoramiento de la conectividad funcional en el Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia.

1.4.2. Objetivos específicos

1. Determinar la riqueza, abundancia y requerimientos ecológicos de las especies de aves presentes en los diferentes tipos de cobertura de uso del suelo.
2. Determinar el grado de relación entre la estructura física del paisaje y la composición de aves silvestres dentro del corredor biológico.
3. Proponer lineamientos de manejo para la mejora de la conectividad funcional, dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia.

2. Marco Teórico

2.1. Fragmentación de hábitat

Una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad y que se ha estudiado de manera exhaustiva en muchos taxones es la fragmentación del hábitat. Existen múltiples definiciones para este término, uno de ellos consiste en un proceso que involucra la ruptura y la pérdida del hábitat, causando modificaciones en la configuración paisajística de un lugar determinado (McGarigal & Cushman, 2002, Fahrig, 2017). Por otro lado, la fragmentación también es referida como el aumento de muchos hábitats subdivididos, debido a procesos que modifican el uso de la tierra, en algunos casos de manera irreversible, constituyendo una seria amenaza para la conservación de la biodiversidad (Adriaensen *et al.*, 2003, Babí *et al.*, 2019).

Algunas causas de la fragmentación, se asocian con fines de la expansión de zonas urbanas, cultivos agrícolas o ganaderas, y la deforestación, lo cual conlleva a una pérdida considerable de la cobertura forestal (Herrera, 2011). Este fenómeno, ocasiona la aparición de mosaicos dentro del paisaje, formando hábitats aislados que limitan el movimiento de las especies, y si se llega a una condición crítica en la reducción de este tipo de manchas, se corre el riesgo de que se produzca una extinción local de las especies, debido a que las condiciones del sitio ya no pueden soportar sus requerimientos ecológicos (Smith & Smith, 2007). La mayor parte de los paisajes fragmentados, derivan de matrices agrícolas intercaladas con islas de vegetación forestal, o de crecimiento secundario (Seaman & Sculze, 2010).

Por lo que se refiere a los efectos que genera la fragmentación de hábitat, el más perceptible son los cambios que induce en la configuración espacial del sitio (Miller-Rushing *et al.*, 2019, Püttker *et al.*, 2020), así como también genera cambios en la composición de las poblaciones faunísticas, y en los procesos ecológicos en los que estos están involucrados (Calvo, 2009). Además, las poblaciones de muchas especies tienden a

disminuir de tamaño, se pierde gran parte de la diversidad genética, y la distribución geográfica se reduce, facilitando la extinción local (Lino *et al.*, 2019). De hecho, la pérdida de la diversidad de especies, es explicada por Turner (1996), mencionando distintos mecanismos que causan tal fenómeno, como el aislamiento de las poblaciones (por reducción del flujo genético), la erradicación total de hábitats, la inmigración de especies exóticas, o el efecto de orden superior (cuando interactúan a nivel interespecífico). Por otra parte, en las islas formadas por la fragmentación, el efecto de borde tiende a ser muy frecuente, lo que favorece el aumento en la depredación de nidos, el parasitismo, y la competencia (Seaman & Sculze, 2010). Estos efectos en los ecotonos, tienden a ser muy contrastantes, sobretodo en parches de vegetación boscosas (Chamorro *et al.*, 2015).

2.2. Corredores Biológicos

Un corredor biológico es definido como aquella estructura espacial, compuesta por series de fragmentos de algún ecosistema (principalmente bosque), que hacen posible el intercambio y flujo de materia, energía, y especies entre hábitats o reservas naturales cercanas. Esta estructura a nivel del paisaje, presenta grandes variaciones en cuanto a formas, tamaños y distancia, funcionando como un hábitat temporal o permanente para muchas especies (Morera *et al.*, 2007). Algunos autores como Forman & Godron (1986), describen que los corredores exhiben una fisionomía compleja, ya que se organizan en redes para crear múltiples conexiones, con el fin de agilizar la circulación de los flujos antes mencionados. Los corredores por lo general, pueden ser tanto naturales (bosques ribereños), o culturales (carreteras o setos vivos).

Los corredores biológicos en general, cumplen varias funciones, como servir de hábitat, ya sea para especies generalistas (en corredores amplios) o especialistas (con dimensiones que permiten la estadía propia de sólo algunas especies), así como también facilita el desplazamiento de elementos como animales, plantas, nutrientes, semillas, entre otros. Además, cumple la función de fuente, que consiste en permitir la expansión y distribución de las especies en matrices anexas, y la función de sumidero, que es dar

refugio a elementos o especies particulares (Taylor *et al.*, 1993, Forman, 1995, Calvo, 2009). Por otro lado, los corredores asociados a cuerpos de agua, ayudan a conservar y purificar este recurso (Cerra & Crain, 2016), mientras que aquellos que se establecen en zonas como calles arboladas o vías de tren, amortiguan los efectos de barrera causados por los sistemas de transporte, además de que regulan condiciones ambientales en microclimas y purifican el aire (Yueguang, 2003).

Varios autores como Forman & Godron (1986), Burel & Baundry (2002), y Farina (2006), indican que los corredores se pueden clasificar según su origen, en corredores perturbados (vías de tren, carreteras o líneas de tensión eléctrica), corredores ambientales (bosques ribereños, puentes de fauna), corredores remanentes (franjas de bosques talados), corredores de regeneración resultantes de áreas perturbadas y los corredores verdes (parques, zonas verdes, plantaciones y setos vivos). Por otra parte, encontramos los corredores destinados exclusivamente a la conservación, en donde se le da más peso a la migración de la vida silvestre, con la intención de conectar hábitats fragmentados dentro de una región alterada (Zhou & Fu, 1998, Li *et al.*, 2009, Cerra & Crain, 2016). Además, dentro de esta clasificación también se encuentra los corredores urbanos, los cuales son aquellos espacios verdes aislados del hábitat humano, que se encuentran inmersos dentro de las áreas urbanas y las grandes ciudades (Xingnian *et al.*, 2006).

En lo que se refiere a los corredores biológicos urbanos, estos cumplen un papel trascendental en la resistencia a los efectos causados por las actividades antropogénicas, aparte de promocionar la variedad de flujos naturales en su interior (Peng *et al.*, 2017). Así mismo, estos sitios promueven una gran gama de servicios ambientales como el escurrimiento del agua, la protección de acuíferos, reciclaje de aire contaminado, depuración del aire, zonas de refugio para la fauna, atenuación del efecto de islas de calor urbanas, abatimiento de ruidos, sostenimiento de la vegetación, así como también contribuye a la belleza del paisaje y a la calidad de vida (Dramstad *et al.*, 1996, Romero *et al.*, 2001). A su vez, dentro de estos corredores existe una gran variedad de zonas verdes como parques, jardines públicos y privados, remanentes de bosque, vegetación ribereña y

cercas vivas que forman parte del paisaje urbano (Fadigas, 2009). A partir de esto se puede evidenciar de manera explícita, la importancia de realizar investigaciones dentro de corredores biológicos, para contribuir y supervisar su funcionamiento dentro del paisaje.

En Costa Rica, el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), es el órgano encargado de velar por las distintas zonas protegidas, y de establecer, monitorear y proteger los corredores biológicos. Actualmente, el país cuenta con 44 corredores biológicos, los cuales representan alrededor del 33 % del territorio nacional (1.635.200 ha), siendo la segunda estrategia de conservación más importante, a través del Programa Nacional de Corredores Biológicos (PNCB). En este programa, se involucran distintos sectores y actores para promover y posicionar en el país los corredores biológicos oficiales, creado a partir del Decreto Ejecutivo N°33106 en el 2006, y reformado recientemente en el 2017 (SINAC, 2017).

Para Costa Rica, el concepto de corredor biológico está definido como aquel territorio continental, marino-costero o insular, cuyo objetivo es proporcionar la conectividad entre áreas silvestres protegidas, o paisajes naturales o modificados, para asegurar el mantenimiento de los procesos ecológicos y de la biodiversidad (SINAC, 2017). Aparte de los corredores biológicos naturales que favorecen la conectividad entre grandes áreas protegidas, según lo establecido en el decreto N°40043 en el 2017, también existen otras dos categorías de corredores biológicos. Uno de ellos son los Corredores Biológicos Interurbanos (CBI), los cuales presentan extensión territorial urbana y conectan tramos verdes dentro de las ciudades con otros ecosistemas, incluyendo dimensiones culturales, socioeconómicas y políticas. La otra categoría corresponde a los Corredores Biológicos Marino-Costeros, cuya extensión es marina, insular o costera delimitada, con el propósito de facilitar la conectividad entre las áreas marinas protegidas (SCIJ, 2016).

2.3. Conectividad funcional y estructural del paisaje

Etter (1990), define paisaje como una porción del espacio geográfico, homogéneo en su composición y fisionomía, con una estabilidad temporal resultante de la interacción entre sus componentes. Dichos componentes que forman parte del paisaje, son los geológicos, definidos por el relieve (llanuras, montañas, depresiones, entre otros), los bióticos (flora y fauna), los abióticos (suelo, agua, luz, entre otros), así como en algunos casos los antrópicos, ya que el ser humano y su infraestructura, también llegan a estar involucrados (Morlans, 2005). El paisaje también sufre evoluciones, debido a que es susceptible a procesos dinámicos, ya sea naturales del medio biótico (como procesos de sucesión o colonización de especies), o también abiótico (glaciación, erosión, cambios en cursos fluviales), así como también presenta procesos antrópicos, generados de la construcción de infraestructuras, talas y cambios en los usos del suelo (Morlans, 2005).

Otro elemento fundamental del paisaje, es la conectividad, la cual es definida como el movimiento de organismos a través de los hábitats (Olds *et al.*, 2012, Dávila *et al.*, 2019), la cual depende de la interacción entre patrones de comportamiento como forrajeo, movimiento, reproducción, así como también de su estructura (Alonso *et al.*, 2017). La conectividad presenta dos componentes, el estructural, determinado por la configuración espacial de los distintos tipos de hábitats que conforman el paisaje, y el componente funcional, que consiste en la conducta que presentan las especies ante la estructura del paisaje, los cuales dependen de la tolerancia a la perturbación, su fase de vida y de los requisitos de hábitat (Bennet & Blanch, 2004, Valencia, 2008).

Muchas metodologías en cuanto al diseño de corredores biológicos, se basan en especies o grupos focales, en donde se analizan sus requerimientos ecológicos, con el fin de determinar el grado de conectividad que presenta el paisaje (Tischendorf & Fahrig 2000, Valencia, 2008). Para estudiar la conectividad estructural, se procede comúnmente a identificar tipos de vegetación y de especies asociados al sitio de manejo (Murrieta *et al.*, 2007). Por otra parte, en cuanto al estudio de la conectividad funcional, esta se basa en los

muestreos biológicos (telemetría, captura/recaptura, transectos, entre otros), con el fin de tener en cuenta el movimiento y/o la presencia de la fauna a través de los distintos hábitats, así como también se hacen estudios con sistemas de información geográfica, para identificar procesos ecológicos que pueden inhibir o facilitar la conectividad, a escalas temporales y espaciales (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002).

La conectividad estructural y funcional son interdependientes, ya que la conectividad funcional es facilitada por la estructural, y los paisajes que cumplen esta condición de manera adecuada, son aquellos en donde las especies determinadas pueden desplazarse entre los hábitats con total libertad, a una escala suficiente para abarcar el paisaje entero (Bennett, 2003). Sin embargo, los hábitats no necesariamente deben estar conectados estructuralmente para que la conectividad funcional sea exitosa, ya que los corredores deben ser usados por especies clave, y no por organismos capaces de atravesar matrices inhabitables (Taylor, 2006).

2.4. Corredor Biológico Interurbano El Achiote (CBIA)

EL CBIA se localiza dentro de la provincia de Alajuela, comprende algunos distritos del cantón de Grecia, y además, incluye una pequeña parte del distrito de San Juan, perteneciente al cantón de Poás (Plan de Gestión CBIA, 2017). El CBIA abarca las microcuencas de los ríos Achiote y Rosales, los cuales drenan sus aguas en sentido Noroeste-Suroeste, y el río Rosales, junto con los ríos Poás y Colorado, forman parte de la macrocuenca del río Grande, el cual a su vez desemboca en la cuenca del río Grande de Tárcoles (FUNDEVI, 2007).

El CBIA fue creado a finales del año 2012, con la finalidad de establecer una conectividad biológica entre algunas zonas verdes dentro del Gran Área Metropolitana (GAM), lo cual incluye áreas protegidas como el Parque Nacional Volcán Poás y la

Reserva Forestal de Grecia Bosque del Niño. También, se pretende conectar con otros corredores biológicos adyacentes en la región occidental del Valle Central, los cuales son: Corredor Biológico Montes del Aguacate, Corredor Biológico Paso de las Lapas, Corredor Biológico Garcimuñoz, Corredor Biológico San Juan la Selva y Corredor Biológico Paso de las Nubes (Plan de Gestión CBIA, 2017).

Dentro del CBIA, las zonas de vida (Holdridge, 1987) presentes con mayor área son: Bosque Muy Húmedo Premontano, Bosque Húmedo Tropical Transición a Premontano y Bosque Húmedo Premontano. El Bosque húmedo Premontano, se caracteriza por presentar un período seco de entre 3 a 5 meses, con un promedio de precipitación anual entre los 1200 y 2200 mm, en contra parte con el Bosque muy húmedo Premontano, el cual presenta un rango de precipitación entre los 2000 y 4000 mm anuales (Bolaños et al, 2005). Algunas asociaciones vegetales importantes que se encuentran dentro del bosque húmedo Premontano, son cedro (*Cedrela salvadorensis*), carboncillo (*Albizia adinocephala*), fosforillo (*Dendropanax arboreus*), así como géneros *Nectandra*, *Cinnamomun* y *Persea*, pertenecientes a la familia Lauraceae (Quesada, 2007). Con respecto al bosque muy húmedo premontano, algunas especies arbóreas representativas son botarrama (*Vochysia allenii*), carne asada (*Ruopala montana*), cedro amargo (*Cedrela odorata*), turrá (*Ulmus mexicana*), y falso Cristóbal (*Turpinia occidentalis*) (Quesada, 2007).

Por último, en lo que se refiere a los tipos de cobertura, dentro del CBIA predominan los cultivos de café y caña de azúcar, con 64 y 30 km² de área aproximadamente, en los cuales algunos se presentan de manera dispersa y entremezclada con otros cultivos y usos del suelo de carácter urbano. El bosque, representa 23 km² de superficie, aglomerado principalmente en las partes altas de los distritos de Bolívar, San Roque, San Isidro y San José, lo cual corresponde con la Reserva Forestal de Grecia, el cual es predominantemente secundario, junto con bosques ribereños asociados a los márgenes de los ríos Colorado y Sarchí. Por otro lado, la cobertura urbana corresponde a unos 13 km², asociados a la Ciudad de Grecia, y los demás centros poblados de los distritos y las zonas residenciales, los cuales se presentan de manera ramificada, ya que se localizan

de forma lineal con respecto a las vías de tránsito. Las áreas de pasto abarcan aproximadamente 10 km², localizados en su mayoría en las partes altas del sector occidental, muchos de estos asociados a cultivos de café y caña, o también dispersos. Finalmente, los tajos comprenden 0.2 km² de área, en donde se procede a la extracción de materiales rocosos, localizados de forma puntual en la parte sur del cantón (Municipalidad de Grecia, 2003).

2.5. Requerimientos ecológicos de las aves

Las aves han sido utilizadas por muchos estudios como organismos bioindicadores, es decir, que mediante su presencia se indica el nivel de preservación en el que se encuentra un hábitat o ecosistema (Pimenta *et al.*, 2009). Esto hace posible que dichos organismos, sean correlacionados con variables del ecosistema que permiten su sobrevivencia (Ribera & Foster 1997), a través de la determinación de la riqueza y la abundancia. La riqueza es definida como el número de especies que conforman una comunidad, y la abundancia es considerada el número de individuos por especie presentes en un sitio. Sin embargo, ya que no todas las especies presentan la misma abundancia de individuos, ambas variables son esenciales para determinar la estructura de una comunidad (Smith & Smith, 2007). La abundancia relativa teórica (AR teórica) establece una relación de la presencia de las especies en cada uno de los puntos de muestreo, dentro de cada tipo de cobertura, siendo una variable que se clasifica con base en la frecuencia y la probabilidad de observación de una especie en el hábitat (Hidalgo, 2020).

Las aves presentan grandes ventajas al ser bioindicadores, ya que son sensibles a las alteraciones ambientales, su ecología es bien conocida, presentan variados nichos, son relativamente fáciles de muestrear (gracias a las vocalizaciones y el color del plumaje), son cosmopolitas, y de actividad diurna en su gran mayoría (Molina & Bohórquez, 2013). Además, los patrones de abundancia en aves, son indispensables en los procesos ecológicos, ya que contribuyen a servicios ecosistémicos como la dispersión de semillas, polinización, control de plagas, sanidad ambiental y regulación en el ciclado de nutrientes y

transmisión de enfermedades, así como también proveen de alimento a otras especies (Sica, 2016).

A partir de la riqueza y la abundancia, se pueden determinar variables relacionadas con los requerimientos ecológicos de las aves, como lo es el grado de dependencia al bosque, elaborado por Stiles (1985), y posteriormente modificado por Sandoval & Barrantes (2009), en donde se categorizan a las aves en tres clases principales y dos clases intermedias. Las aves de clase 1 son aquellas que dependen exclusivamente del bosque, habitando en bosques de crecimiento maduro, las de clase 2, son aquellas que presentan una dependencia media, con un mínimo del 50 % de cobertura forestal, y las de clase 3 son las que no dependen del bosque, y se encuentran en todo tipo de áreas abiertas o zonas urbanas. Dentro de las clases intermedias, están la 1.5, referida a las especies que se adaptan a bosques intervenidos, y la 2.5 para las especies que dependen de la presencia de árboles en zonas abiertas (Biamonte *et al.*, 2011, Gonzáles, 2017). A partir de la dependencia del bosque, se determina también el efecto que presenta la degradación del hábitat sobre la avifauna del sitio, con base en las consecuencias de la deforestación. Existen cuatro principales categorías: aquellas especies que por sus requerimientos de hábitat se ven favorecidas o potencialmente favorecidas por la degradación del hábitat, y en contraparte, están aquellas especies que se ven desfavorecidas o potencialmente desfavorecidas (Hidalgo, 2020).

Por otro lado, un requerimiento esencial en las aves es la alimentación, la cual se determina a través de los gremios tróficos. Root en 1967, introduce el concepto de gremio como un grupo de especies que utilizan por igual recursos del ambiente, solapándose en sus requerimientos de nicho, al explotar un recurso en común. Los gremios varían en su estructura, y se correlacionan con las características del hábitat, más que todo con la estructura vegetal, la disponibilidad de sustratos de forrajeo y de alimentos (Holmes & Recher, 1986, Caballero, 2013). A su vez, Bailey *et al.* (2004), afirma que aparte de la estructura del ambiente, la taxonomía que conforma la comunidad avifaunística también juega un papel importante en la variabilidad de los recursos, lo que determina los tipos de

gremios presentes en un sitio. Cabe señalar además, que el uso de los gremios es un instrumento de evaluación y predicción del estado de los recursos, lo cual sirve de sustento para la toma de decisiones de manejo y conservación (Roberts, 1987, Caballero, 2013). Según los criterios de Stiles (1985), los gremios tróficos de las aves son los siguientes: frugívoros (se alimentan de frutas), cazadores (subdivididos en carroñeros, carnívoros y piscívoros), insectívoros (se alimentan de insectos y otros artrópodos o anélidos), granívoros (se alimentan de semillas), nectarívoros (se alimentan del néctar de flores) y los omnívoros (presentan una dieta más amplia, con 2 o más tipos de alimentación) (Sandoval, 2019).

Por último, el uso del hábitat es considerado otro requerimiento ecológico, ya que la abundancia de las aves, se influencia por las características físicas propias del hábitat (Villegas & Garitano, 2008). El hábitat es definido como el área o espacio que ofrece las condiciones y recursos que fomentan la ocupación de una especie, en un tiempo y espacio determinado, reuniendo las características biológicas y físicas que permiten su supervivencia (Delfín *et al.*, 2014). Hidalgo (2020), incluye dentro de las variables ecológicas, los hábitats de preferencia para cada especie, los cuales incluyen zonas abiertas, acuáticas y boscosas, cada uno con sus respectivas subdivisiones, así como también los hábitats observados, que se aplican en el sitio de muestreo. Por último, es importante tomar en cuenta que el uso del hábitat también se influencia por los períodos de migraciones que presentan las aves de forma latitudinal, las cuales abarcan la migración de otoño (hacia el sur en busca de refugio y alimentación), y la migración de primavera (hacia el norte para la reproducción) (Ocampo, 2010).

2.6. Características espaciales del paisaje

La configuración del paisaje, se determina por factores como el tamaño y la forma de los fragmentos que componen el mosaico, así como también la estructura vegetal presente en el sitio. Herrera *et al.* (2011), consideraron que el patrón espacial de los fragmentos, influencia la probabilidad de la dispersión y colonización de las especies, siendo esta una

característica junto con la cantidad de hábitats, los que explican mejor las respuestas biológicas. El área del parche es una característica considerable en la riqueza de especies, ya que ambas variables se correlacionan de manera positiva, esto debido a que se presenta un aumento en la diversidad de hábitats encontrados, cuanto mayor sea el área de un fragmento. Por lo tanto, conforme más grande es un área en particular, su demanda crece en función de las características tróficas propias de las especies, obteniendo de esta manera más riqueza (Rudnický & Hunter 1993, Horlent *et al.*, 2003). Sin embargo, la diversidad avifaunística no necesariamente puede verse afectada por el tamaño del parche, sino también por la proporción del borde, ya que este puede ejercer efectos tanto positivos como negativos en las aves (Horlent *et al.*, 2003).

Aparte de las dimensiones propias de los fragmentos, la estructura de la vegetación juega un papel fundamental en las especies, ya que determina la composición de las comunidades avifaunísticas, por la disponibilidad de los recursos alimenticios (Ugalde *et al.*, 2009). Por lo tanto, dentro de la estructura vegetal, se toman en cuenta variables que se relacionan con la arquitectura del árbol como lo es la altura de los árboles, y el diámetro a la altura del pecho (DAP). Conforme aumentan las mediciones de dichas variables, hay también un aumento en la diversidad de aves asociadas al sitio, esto debido a que los árboles grandes y extensos, proveen recursos como: el alojamiento de fauna invertebrada para la alimentación, cavidades o huecos para la anidación, y la presencia de plantas epífitas que ofrecen recursos adicionales (Lang *et al.*, 2003).

Otras variables que describen la estructura vegetal, son la cobertura arbórea, y la densidad de árboles. En muchos agropaisajes, la cobertura de los árboles, definida por el ancho de la copa, son importantes para las aves, ya que ofrecen sitios de descanso, anidación o refugio, así como también, copas más extensas brindan más sitios para la percha y el canto (Sánchez *et al.*, 2011). Por otro lado, Fajardo *et al.* (2007), indica que una alta densidad de árboles en sistemas de silvopastoreo, pueden albergar una diversidad de aves incluso mayor que los ecosistemas boscosos como los ribereños, los guaduales o los secundarios, en contraparte con los usos del suelo que carecen de árboles.

Por otra parte, la estratificación vertical de la vegetación también es un factor que describe la organización vegetal del sitio, y que por ende asocia distintos tipos de hábitats. Los estratos comúnmente se dividen en tres: el estrato alto asociado al dosel (superior a los 9 metros), el estrato medio asociado a la bóveda (varía entre los 3 y 9 metros), y el estrato bajo asociado al sotobosque (inferior a los 3 metros). La distribución vertical que describe un sitio, sugiere la cantidad de hábitats de manera permanente o temporal que puedan utilizar las aves. La abundancia relativa de este tipo de fauna, responde claramente a los cambios que pueda exhibir la estructura vegetal presente en distintos tipos de cobertura (Ugalde *et al.*, 2009).

3. Marco Metodológico

3.1. Área de estudio

El corredor biológico interurbano El Achiote (CBIA), se ubica en la provincia de Alajuela, y comprende los siguientes distritos del cantón de Grecia: Puente Piedra, San José, San Roque, San Isidro, Tacaes y Grecia. Además, incluye una pequeña parte del distrito de San Juan, perteneciente al cantón de Poás. El CBIA cuenta con una superficie de 55.23 km², y se localiza entre las coordenadas 473455 y 462146 longitud oeste, y 1106137 y 1124044 latitud norte, el cual comprende las hojas cartográficas Poás 3346 I, Barva 3346 II, Naranjo 3346 III y Río Grande 3345 IV; (Figura 1) (Plan de Gestión CBIA, 2017).

En cuanto al recurso hídrico, el CBIA es drenado principalmente por dos ríos: el Río Rosales ubicado al oeste del CBIA, y el Río Achiote, ubicado al este del CBIA y el cual es afluente del Río Rosales. Cada río forma una microcuenca dentro del CBIA, extendiéndose desde la Reserva Forestal Bosque del Niño, el cual colinda con el Parque Nacional Volcán Poás, hasta conectar con la subcuenca del río Grande de Tárcoles, todo dentro del Área de Conservación Cordillera Volcánica Central (ACCVC) (Plan de Gestión CBIA, 2017).

Por otra parte, el CBIA se caracteriza por presentar elevaciones que van desde los 800 hasta los 2700 msnm, con una elevación media de 1243 msnm. La mayor parte del corredor, se encuentran sobre una altitud media de 2200 msnm (FUNDEVI, 2007). Además, presentan rangos de temperatura promedio de 26 °C, y los ámbitos de precipitación, pueden tener variaciones entre los 1200 a 4000 mm anuales (Monge, 2007). Del mismo modo, en el corredor se encuentran una gran variedad de zonas de vida, según el sistema de clasificación de L. R. Holdridge (1987), asociados principalmente al piso altitudinal premontano, el cual abarca las zonas de vida del Bosque Húmedo, Bosque Muy Húmedo y Bosque Húmedo Tropical de Transición (Vega & Vargas, 2016).

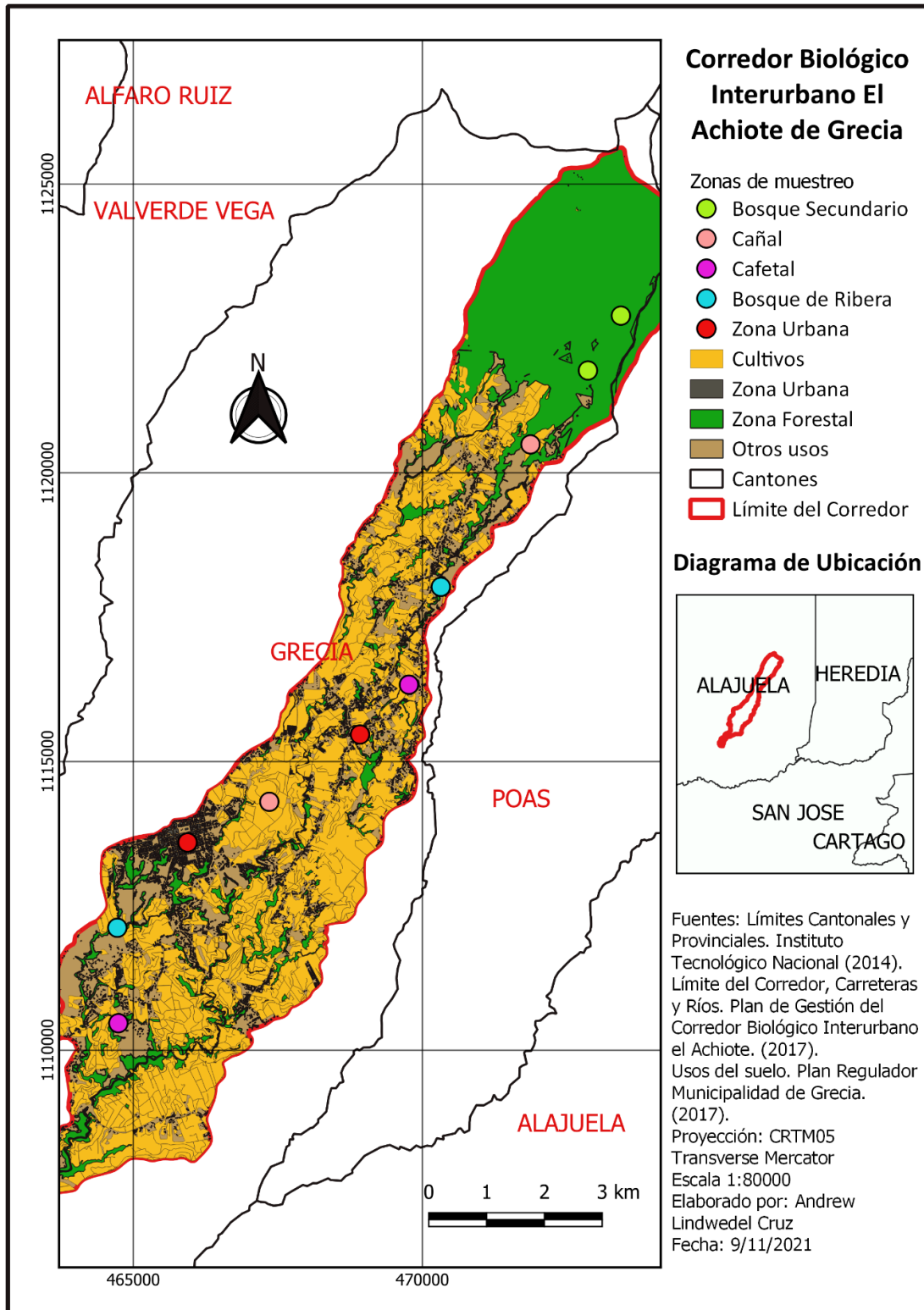


Figura 1. Zonas de Muestreo dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica. Elaboración propia (2021).

3.2. Diseño experimental

3.2.1 Tipos de cobertura de uso del suelo

Esta investigación, comprende el estudio de las comunidades de aves silvestres asociadas a los distintos tipos de cobertura del suelo presentes a lo largo del CBIA (Cuadro 1), los cuales, según el Plan de Gestión CBIA, 2017, son los siguientes:

Cuadro 1. Tipos de cobertura de uso del suelo del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

Área	Tipos de cobertura	Descripción
Área de Cultivos	Plantaciones de café	Se concentra principalmente en las partes altas, al oeste y norte del CBIA. Además, se entremezcla con otros cultivos hacia el sur y al este del corredor.
	Plantaciones de caña	Se concentra hacia el sur del CBIA, y se presenta de forma más dispersa hacia el este y noreste del distrito de Grecia, entremezclado con cultivos de café, potreros y usos de suelo urbano.
Área de Bosque	Bosque secundario	Se concentra hacia la parte alta del corredor, lo que comprende la Reserva Forestal Bosque del Niño, y los alrededores. Abarca el sector norte de los distritos de San Isidro, San Roque y San José pertenecientes al CBIA.
	Bosque de ribera	Se concentra en los alrededores del río Achiote y el Río Rosales, los cuales recorren la parte oriental del CBIA desde la Reserva Forestal Bosque del Niño, hacia el sur, a través de cabeceras de distritos como San José y San Isidro.
Área Urbana	Zonas urbanas	Se concentra en el centro del cantón de Grecia (Ciudad de Grecia), y en las cabeceras de los distritos San Isidro, San José, y Puente de Piedra. Se presenta de forma ramificada por las zonas residenciales.

3.2.2. Muestreo de comunidades de aves silvestres

Para cada tipo de cobertura de uso del suelo, se seleccionaron dos sitios de muestreo, para un total de diez. Los muestreos se realizaron al menos dos veces por mes, durante seis meses (tres en época seca y tres en época lluviosa), para un total aproximado de 120 muestreos totales en campo, lo que incluye las épocas reproductivas y migratorias

(latitudinales y altitudinales) de la avifauna (Sandoval, 2016). A lo largo de la jornada, los muestreos se realizaron en dos períodos del día: el primero entre las 5 am y las 10 am, y el segundo entre las 3 pm y las 6 pm, lo que coincide con los picos de actividad de las aves diurnas (González, 2011).

Para la observación de las especies de aves silvestres en los tipos de cobertura, se utilizó la técnica de puntos de conteo de radio variable, con una separación mínima de 150 metros entre cada punto (Rivero *et al.*, 2015). También, se procuró evitar el efecto de borde en cada punto, tomando una distancia entre puntos de aproximadamente 150 metros (Echeverría & Rodríguez, 2009). Esta metodología es útil para determinar cambios en el ensamblaje taxonómico de las especies entre distintos hábitats (Bilenca & Codesido, 2000). Además, se utilizó GPS para la georreferenciación de cada punto de conteo dentro del CBIA.

En cada punto de conteo, durante períodos de 10 minutos se registró la riqueza y abundancia de aves de manera visual y auditiva. La identificación visual, se hizo mediante observación directa con la ayuda de binoculares marca Bushnell (resolución 10 x 42) y la guía de campo *The Birds of Costa Rica* (Garrigues & Dean, 2014). La identificación auditiva se hizo a través de la aplicación RecForge II para registrar cantos y llamados, los cuales fueron revisados mediante la base de datos de *Xeno-canto*. Toda la información anterior, se registró en una planilla de campo (Anexo 1), incluyendo también todas las especies de aves que fueron observadas entre los puntos de muestreo, esto con el fin de abarcar la mayor riqueza posible dentro del área.

3.2.3. Variables Ecológicas

El análisis de los requerimientos ecológicos de las aves, se realizó desde la determinación de las siguientes variables ecológicas, las cuales están codificadas para su digitalización:

A. Riqueza

La riqueza se considera como el número de especies de aves presentes dentro de cada tipo de cobertura de uso del suelo.

B. Abundancia

La abundancia consiste en el número de individuos por especie presentes en cada tipo de cobertura de uso del suelo. Para efectos de esta investigación, se tomó en cuenta el número de observaciones de individuos por cada especie, debido a que no se utilizaron metodologías de marcaje que permiten evitar la duplicación de los registros. Por lo tanto, la abundancia relativa (AR) por especie, se calculará a nivel general para el CBIA mediante la siguiente fórmula:

$$\text{AR calculada} = \frac{\text{Número de observaciones de individuos por especie}}{\text{Total de observaciones de todos los individuos de todas las especies}} \times 100.$$

De la misma manera, se registró una abundancia relativa calculada para cada tipo de cobertura, con el fin de reconocer las especies de aves silvestres más dominantes, utilizando la fórmula anterior.

Con el fin de registrar la distribución de la abundancia para cada uno de los tipos de cobertura, se calculó la abundancia relativa teórica (AR teórica). Esta abundancia, establece una relación entre la presencia de la especie, en los diferentes puntos de muestreo, de cada tipo de cobertura, siguiendo un método semicuantitativo a través de la siguiente fórmula:

$$\text{AR teórica} = \frac{\text{Número de sitios de muestreo donde se registra la especie}}{\text{Total de sitios de muestreo}} \times 100.$$

Posteriormente, con el AR teórica obtenida, se clasificó cada especie con base en las siguientes categorías (Hidalgo, 2020):

- 1. Abundante:** Cuando la especie estuvo presente entre el 81 y el 100 % de los puntos de muestreo.

2. **Común:** Cuando la especie estuvo presente entre el 61 y el 80 % de los puntos de muestreo.
3. **Poco común:** Cuando la especie estuvo presente entre el 41 y el 60 % de los puntos de muestreo.
4. **Escasa:** Cuando la especie estuvo presente entre el 21 y el 40 % de los puntos de muestreo.
5. **Ocasional:** Cuando la especie estuvo presente en menos del 20% de los puntos de muestreo.

C. Hábitat de preferencia

El hábitat de preferencia consiste en el área que las especies de aves silvestres utilizan para el aprovechamiento de sus recursos con mayor frecuencia, sobre otros hábitats que presentan una composición estructural distinta. Esta variable se determina con base en las siguientes categorías no exclusivas entre especies (modificado de Hidalgo, 2020):

a) **Zonas urbanas:** hace referencia a la parte del paisaje en donde se concentran infraestructuras como edificios, industrias, carreteras y residencias, y prevalece una considerable densidad poblacional. Para el caso del cantón de Grecia, se toman en cuenta:

1. Zonas grises (edificaciones y calles sin o con pocas asociaciones vegetales)
2. Zonas verdes urbanas (jardines, calles arboladas, bulevares, parques, plazas, baldíos)
3. Zonas de ribera y fragmentos de bosque dentro de la ciudad.

b) **Hábitat abierto o alterado:** consiste en las zonas del paisaje que han sido degradadas para usos de cultivo y ganadería. Dentro del corredor se consideran las siguientes categorías:

4. Crecimiento secundario inicial (matorrales, zacatales, tacotales y charrales).
5. Potreros, sabanas, pastizales, y campos agrícolas.
6. Áreas abiertas con árboles aislados y cercas vivas.

c) **Áreas boscosas:** consiste en aquellas partes del corredor compuestas por ecosistemas forestales, en donde predomina una masa arbórea considerable, que puede o no estar fragmentada. Dentro del corredor, se tomaron en cuenta las siguientes categorías:

7. Bordes de bosques de crecimiento secundario avanzado, claros con árboles aislados.
8. Dosel del bosque en crecimiento secundario avanzado.
9. Sotobosque del bosque en crecimiento secundario avanzado.
10. Ríos, riachuelos y quebradas dentro del bosque.

D. Grado de dependencia al bosque

El grado de dependencia al bosque hace referencia al grado de tolerancia que presentan las especies en la reducción del bosque para satisfacer los requerimientos ecológicos con base en la cobertura de áreas boscosas. A partir de esto, se toman en cuenta las siguientes categorías (Stiles y Skutch, 2007, Sandoval & Barrantes, 2009):

1. Especies que requieren de una amplia cobertura boscosa de crecimiento secundario avanzado con muy poca o nula intervención.
2. Especies que toleran bosques intervenidos de crecimiento secundario avanzado, con una cobertura boscosa mínima del 50 %.
3. Especies capaces de sobrevivir en parches de bosque fragmentados y alterados, que poseen menos del 50% de cobertura boscosa.
4. Especies que requieren de la presencia de árboles asociados a las áreas abiertas, como zonas de cultivos o potreros con sombra.
5. Especies que no requieren áreas boscosas, y pueden sobrevivir en áreas de crecimiento secundario inicial, cercas vivas, zonas de cultivos, o áreas urbanas.

E. Efecto de la degradación del hábitat

Esta variable toma en cuenta el efecto que presenta la degradación del hábitat sobre las especies, producto de procesos como la deforestación, la fragmentación, y urbanización. Las especies pueden ser categorizadas según Hidalgo (2020), de la siguiente manera:

1. Especies que, debido a sus requerimientos de hábitat, se ven desfavorecidas y no pueden tolerar el efecto de la degradación del hábitat.
2. Especies cuyas poblaciones pueden tolerar de forma intermedia el efecto de la degradación del hábitat.
3. Especies cuyas poblaciones se pueden ver favorecidas por el efecto de degradación, dado a que pueden adaptarse mejor al cambio de entorno.

F. Gremio trófico

Hace referencia a como se agrupan las especies de aves, de acuerdo a los ítems alimenticios que conforman su dieta. Para determinar el gremio trófico, se utilizaron las categorías propuestas por Stiles y Skutch (2005), y Marateo & Arturi (2013), los cuales se basan en la dieta de la especie, el sustrato que utilizan, y su forma de obtener el alimento (Cuadro 2). Tales categorías (no exclusivas entre especies y modificadas para este estudio) son:

Cuadro 2. Categorías de gremios tróficos en aves silvestres

Código	Gremio trófico	Descripción
1	Insectívoro	Insectos principalmente e invertebrados pequeños (gusanos, moluscos, miriápodos, arañas, entre otros)
2	Granívoro	Granos, cascajo y semillas de gramíneas principalmente
3	Frugívoro	Frutas y semillas ariladas
4	Nectarívoro	Néctar principalmente e insectos pequeños
5	Omnívoro	Incluye insectos, invertebrados y vertebrados pequeños, néctar, semillas, granos, frutos, entre otros
6	Piscívoro	Peces principalmente e invertebrados pequeños
7	Carnívoro	Presas de vertebrados vivos pequeños y grandes
8	Carroñero	Carroña y materia en descomposición (cadáveres)
9	Folívoro	Follaje, partes vegetativas, flores, frutos y brotes tiernos

G. Uso del hábitat

El uso del hábitat se determinó con base en los comportamientos generales exhibidos por las especies de aves silvestres, ya que permite conocer como las especies aprovechan los recursos presentes en cada tipo de cobertura del suelo (Cuadro 3). Según Moreno-Rueda (2006), estos comportamientos son:

Cuadro 3. Comportamientos exhibidos en las aves silvestres

Código	Abreviatura	Comportamiento	Descripción
1	Fo	Forrajeo	Cuando el ave ejecuta técnicas para la búsqueda de comida, como caza al vuelo, picoteando la corteza, removiendo vegetación, o también ingiere algún recurso alimenticio directamente.
2	Ca	Canto	Cuando el ave emite vocalizaciones de llamada
3	De	Descanso	Cuando el ave descansa o se posa sobre una rama, un cable, poste, u otro sustrato
4	DP	De paso	Cuando el ave utiliza el espacio para desplazarse manteniéndose en vuelo, planeando o casi sin percharse.
5	Re	Reproducción	Cuando el ave exhibe comportamientos asociados a la anidación, o también si emite cantos de cortejo, bailes, despliegues, así como comportamientos agresivos como aleteos, vocalizaciones de alarma, o persecuciones.

H. Categorías de amenaza

Con base en los datos suministrados por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2012), las especies de aves silvestres se clasificaron según lo estipulado en los criterios designados de la Lista Roja de la siguiente manera:

0. Si la especie no ha sido evaluada o hay datos insuficientes
1. Si la especie se encuentra en peligro crítico, ya que en su estado de vida silvestre está enfrentando un riesgo de extinción extremadamente alto.

2. Si la especie se encuentra en peligro o amenazada, ya que en su estado de vida silvestre está enfrentando un riesgo de extinción muy alto.
3. Si la especie se encuentra en estado vulnerable, ya que en su estado de vida silvestre está enfrentando un riesgo de extinción alto.
4. Si la especie se encuentra casi amenazada, ya que está cerca de cumplir los criterios para entrar a un estado de amenaza.
5. Si la especie se encuentra en estado de preocupación menor, ya que aún no cumple con los criterios que definen las categorías de amenaza.

Para la determinación de los requerimientos ecológicos de la dependencia del bosque, gremio trófico, degradación del hábitat y hábitats de preferencia, se utilizó como base la guía “Aves de Costa Rica” (Stiles & Skutch, 2007).

3.2.4. Variables espaciales

A. Configuración espacial

Con el fin de definir potenciales zonas de paso funcionales y convenientes para la avifauna a lo largo del CBIA, se determinó la configuración espacial de algunos parches importantes que pertenecen a diferentes tipos de cobertura. Para esto, se utilizaron Sistemas de Información Geográfica, considerando: el área, y el tamaño de cada uno de los fragmentos, el uso del suelo (áreas abiertas, bosque y zonas urbanas), la cercanía a cuerpos de agua (ríos y quebradas), así como la presencia de carreteras (Morera *et al.*, 2021). Lo anterior, se realizó mediante el programa de QGIS (versión 3.16), utilizando una capa ráster de Google Satélite, y capas vectoriales de: los límites del CBIA, la Reserva Forestal Bosque del Niño, límites provinciales y distritales, ríos, carreteras y cobertura de uso del suelo a escala 1:30000, suministrado por la oficina regional del SINAC y por la Municipalidad de Grecia.

B. Configuración estructural

Para la estructura vegetal, se utilizó una modificación de la metodología de Fajardo (2009), mediante el establecimiento de parcelas de 10 x 30 metros, en el centro de cada punto de conteo, con el fin de establecer un perfil de vegetación para cada sitio. Para esto, se utilizaron materiales como brújula, mecate, cinta métrica, y balizas. Dentro de cada parcela, se registró la riqueza arbórea y arbustiva (Zúñiga *et al.*, 2019), cuya identificación se realizó mediante el uso de guías como: Guía dendrológica costarricense (Vindas *et al.*, 2005), A field guide to plants of Costa Rica (Gargiullo *et al.*, 2008), Claves dicotómicas para el reconocimiento de los árboles de El Rodeo, Valle Central de Costa Rica (Jiménez, 2013), Clave Dendrológica (Paradero Monte de la Cruz- Cerro Dantas) (Montano y Acuña, s.f.), y Árboles y Palmas del Pacífico Norte de Costa Rica. Claves dendrológicas (Poveda y Sánchez, 1999).

Por otra parte, dentro de las parcelas se tomó en cuenta variables de estructura vertical como la altura de los árboles, los cuales se midieron a través de una pistola haga (Parada *et al.*, 2003), así como la altura y porcentaje de cobertura arbustiva. También, se contó el número de especies de aves que utilizan los estratos vegetales presentes, según la presencia de árboles, arbustos y plantas herbáceas para cada parcela (Ortega & MacGregor, 2009), considerando que:

1. El estrato bajo toma en cuenta la parte herbácea y la altura de los cultivos de café y caña, así como el sotobosque y la vegetación arbustiva dentro de las parcelas correspondientes.
2. El estrato medio considera árboles y cercas vivas de alturas medianas, que sobrepasan la vegetación arbustiva y de los cultivos de café y caña.
3. El estrato alto conforma las copas de los árboles con mayor altura que estén asociados a cualquier tipo de cobertura de uso del suelo.
4. Si el ave planea sobre el sitio de muestreo o vuela de paso sin utilizar la vegetación, se considera que no utiliza ninguno de los estratos.

Seguidamente, para la estructura vegetal horizontal, se tomó en cuenta el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles, mediante una cinta graduada diamétrica, a 1.30 metros de altura con respecto al suelo. Por último, se midió el porcentaje de cobertura del dosel, mediante un densímetro esférico cóncavo, tomando un promedio de 4 medidas (uno en cada punto cardinal) en el punto de conteo (Castillo & Monterrey, 2015).

3.3. Lineamientos de Manejo

Para proponer los lineamientos de manejo en la mejora de la conectividad biológica funcional, se elaboró un documento con base en los aspectos espaciales mencionados anteriormente. Para esto, se propusieron algunos tipos de conectividad estructural que podrían llegar a implementarse dentro del corredor, con base en la caracterización del tipo de cobertura, tanto para las zonas urbanas como las áreas abiertas y los parches de bosque, con una breve descripción y las ventajas que presentan. Entre estas estrategias, se incluye la implementación de cercas vivas, calles arboladas, jardines y zonas verdes urbanas (Fadigas, 2009), así como también la reforestación del bosque secundario y el bosque de ribera. Además, se mencionan las principales especies de aves que se benefician con la implementación de cada estrategia.

Seguidamente, para cada estrategia de conectividad, se tomó en cuenta las especies vegetales idóneas dentro de cada tipo de cobertura, considerando los requerimientos específicos del sitio, aspectos sobre su fenología (floración y fructificación), funciones ecológicas, distribución geográfica, origen (dando prioridad a plantas nativas y algunas exóticas naturalizadas), y los gremios tróficos de las aves que pueden beneficiarse (nectarívoras, frugívoras, insectívoras y granívoras). Para esto, se realizó una revisión bibliográfica extensiva, a partir de fuentes como: Árboles ornamentales del Valle Central de Costa Rica (Sánchez y Cascante, 2008), Sembrando plantas para cosechar aves (González y Palacios, 2018), Plantas neotropicales que atraen aves (Molina *et al.*, 2009), Flores tropicales de Costa Rica (Zuchowski, 2011), Árboles y arbustos de importancia para

las aves del Valle Central de Costa Rica (Estrada y Sánchez, 2012), Las cercas vivas en las fincas ganaderas (Villanueva *et al.*, 2005), Lineamientos para la arborización de las zonas verdes públicas de San Rafael de Heredia, Costa Rica (Barquero, 2018), A Field Guide to Plants of Costa Rica (Gargiullo, 2008), Propuesta de manejo forestal basado en el aprovechamiento de la plantación forestal y su posterior restauración ecológica en el Bosque del Niño (Varela, 2018), así como datos del repositorio Smithsonian Tropical (Universidad de Arizona, 2021) y por último Sanidad forestal y potencial de arborización de áreas urbanas del distrito central de San Ramón (Vargas, 2021).

Finalmente, se realizaron mapas para la elección de los sitios más importantes en donde se pueden implementar las medidas de manejo, con el fin de mejorar la conectividad funcional y estructural de la avifauna. Para esto, se dividió el CBIA en tres zonas (alta, media y baja), en donde se señalan los parches más alterados que necesitan una mejora en la conectividad. Estos sitios fueron escogidos con base en las distancias promedios de los puntos con respecto a los cuerpos de agua, las zonas de bosque y los centros urbanos más cercanos (Martínez, 2008).

3.4. Análisis de datos

En cuanto al análisis estadístico de los datos, se utilizó el software de RStudio (versión 4.2). En primer lugar, se evaluó el esfuerzo de muestreo sobre la riqueza total de las especies de aves presentes en el CBIA, a partir del cálculo del estimador de riqueza no paramétrico de Jackknife de primer orden, representado junto con una curva de acumulación de especies (Moreno, 2001). En segundo lugar, se realizó un análisis de Chi-cuadrado (bondad de ajuste), para comparar la cantidad de especies de aves esperadas vs. observadas según la abundancia relativa teórica, y también según el tipo de hábitat de preferencia. Seguidamente, mediante un Análisis de la Varianza (ANOVA) diseñado por bloques (Braga, 2021), se evaluó si existen diferencias significativas para la cantidad de especies de aves clasificadas entre los tipos de cobertura de uso del suelo (variable de bloque), con respecto a: los diversos estratos vegetales que utiliza las especies (alto, medio y bajo), la

cantidad de comportamientos que exhiben las especies (uso de hábitat), los tipos de dependencia al bosque, y las categorías según el efecto de degradación del hábitat.

Para validar los modelos de ANOVA, se realizó un estudio del comportamiento de los datos, revisando el cumplimiento de los supuestos como: la distribución normal de los residuos mediante la Prueba de Shapiro-Wilks, la homocedasticidad de los residuos mediante el Test de Bartlett, y el efecto de aditividad entre las variables con el Test de un grado de Tukey (Salazar y Fernández, 2021). Finalmente, para la detección de diferencias significativas a posteriori, se utilizó el Test de Duncan ($p < 0.05$) (Casas y Veitía, 2008). Como los datos de los gremios tróficos violaron dichos supuestos, se realizó la prueba de Brown-Forsythe, la cual es un ANOVA más robusto (Risberg, 2021), para determinar diferencias entre las categorías de los gremios, seguido de una prueba de Kruskal-Wallis para comparar el agrupamiento de los gremios entre tipos de cobertura.

Por otra parte, se realizaron análisis multivariados para evaluar la configuración espacial y estructural de los sitios de muestreo, a través de una matriz ambiental estandarizada (Riqueza, DAP, Altura de los árboles, cobertura y altura arbustiva, número de árboles, porcentaje de cobertura, y altitud para cada sitio), y una matriz biológica transformada según Hellinger (abundancia de especies por sitio). En primer lugar, dentro del análisis espacial, se realizó una comparación entre los 10 sitios de muestreo para analizar el grado de similitud entre estos con respecto al ensamblaje de aves, utilizando la matriz biológica, mediante una técnica de ordenación por Clusters evaluada mediante un índice de correlación cofenética, a partir de las reglas de similitud de Bray-Curtis (Clark *et al.*, 2008). Seguidamente, mediante un diagrama de Venn, se representaron las especies de aves que se distribuyen entre los grupos de sitios obtenidos mediante el Cluster. En segundo lugar, se determinó si existen diferencias significativas en la composición biológica de las especies de aves, con respecto a los tipos de cobertura de uso del suelo, mediante un Análisis de Permutación de la varianza multivariado (PERMANOVA) (Anderson, 2017).

En cuanto a la configuración estructural, a partir la matriz ambiental, se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA), basado en los resultados del análisis de correspondencia sin tendencia (DCA), ya que estima que la longitud del gradiente (desviación estándar relacionada a la tasa de cambio que presentan las especies entre los sitios), presenta un comportamiento unimodal en vez de ser lineal, con el fin de evitar un efecto de arco. El CCA sirve para evaluar cuáles son las variables ambientales que más influyen en la disimilitud de la composición biológica de las aves distribuidas para cada sitio (matriz biológica). Este análisis es una extensión del análisis de componentes principales, cuyo objetivo es la modelación de variables respuesta multivariadas (especies de aves), a partir de las variables explicativas (vegetación y altitud del sitio) (Escalante, 2020). Sin embargo, antes de realizar el análisis, se excluyeron aquellas variables altamente correlacionadas para evitar efectos de multicolinealidad. A partir de los resultados de estos análisis, se verificó mediante el análisis de BIO-ENV (Best Subset of Environmental Variables with Maximum (Rank) Correlation with Community Dissimilarities), el grado de correlación existente para las variables ambientales significativas, utilizando las distancias euclidianas (Yoo *et al.*, 2021).

4. Resultados

4.1. Variables Ecológicas

A. Riqueza y Abundancia

Para el CBIA se registró un total de 194 especies de aves silvestres, agrupadas en 42 familias y 17 órdenes (Anexos 3 y 4). El orden Passeriformes fue el más abundante con 123 especies. Las familias más representativas en cuanto a riqueza fueron Tyrannidae con 21 especies, seguida de Parulidae con 18 especies y Thraupidae con 13 especies. La riqueza de especies observadas corresponde a un 62.5% de las especies estimadas según el índice no paramétrico de Jackknife de primer orden. Sin embargo, a pesar de la cantidad de especies registrada, el esfuerzo de muestreo no fue suficiente para obtener una curva de acumulación de especies estable (Figura 2).

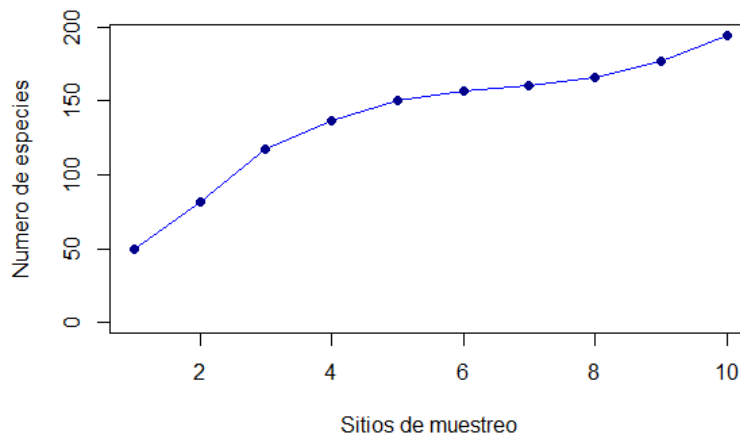


Figura 2. Curva de acumulación de especies de aves silvestres dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

En cuanto a la abundancia relativa calculada, el perico barbilaranja (*Brotogeris jugularis*), fue la especie más abundante con el 20.9% de los registros, seguida de la golondrina azul y blanco (*Pygochelidon cyanoleuca*) representando un 8.04%, el loro frentirrojo (*Psittacara finschii*) con 7.41%, el zanate (*Quiscalus mexicanus*) con 3.44%, el

zopilote cabecinegro (*Coragyps atratus*) con 3.02%, el yigüirro (*Turdus grayi*) con 2.76%, y la viudita (*Thraupis episcopus*) con 2.73% (Figura 3).

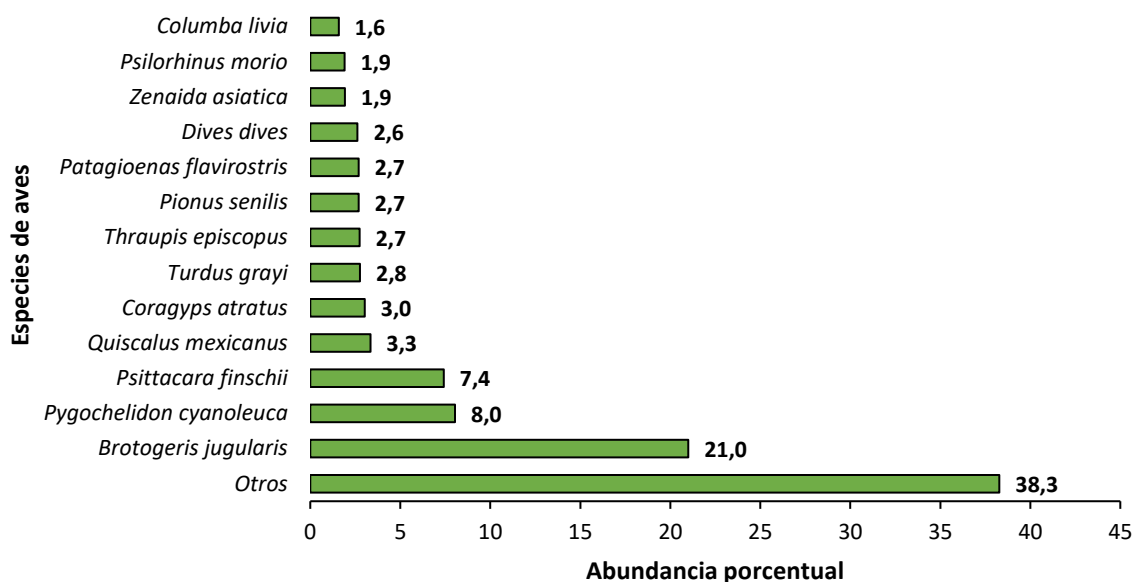


Figura 3. Abundancia relativa calculada para las especies de aves del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

Por otra parte, con respecto a la abundancia relativa teórica, se determinaron diferencias significativas entre las categorías ($\chi^2 = 221.62$, $gl = 4$, $pval < 0.05$). La mayoría de las especies fueron ocasionales (120 especies), ya que fueron registradas en solamente 1 o 2 sitios, seguidas de 32 especies escasas, 21 especies comunes, 15 especies poco comunes, y finalmente sólo 6 especies se catalogaron como abundantes. Las especies abundantes fueron registradas en casi todos los sitios de muestreo, las cuales corresponden al soterrey chinchirigüí (*Cantorchilus modestus*), el zopilote cabeza negra (*Coragyps atratus*), el bienteveo grande (*Pitangus sulphuratus*), la reinita amarilla (*Setophaga petechia*), el soterrey cucarachero (*Troglodytes aedon*), y el yigüirro (*Turdus grayi*).

En relación con el tipo de cobertura, el bosque de ribera presentó la mayor riqueza de aves con 95 especies, seguido de los cafetales con 91 especies, el bosque secundario con 84 especies, los cañales con 70 especies, y finalmente los sitios urbanos con 57 especies. Las especies dominantes de aves dentro de cada tipo de cobertura son: la urraca parda

(*Psilorhinus morio*) para el bosque secundario, el vaquero de ojos rojos (*Molothrus aeneus*) para el bosque de ribera, y el perico barbinaranja (*Brotogeris jugularis*), para los cafetales, cañales y los sitios urbanos (Cuadro 4).

Cuadro 4. Especies frecuentes de aves según el tipo de cobertura de uso del suelo en el Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

Tipo de Cobertura	Especies totales	Especies frecuentes	Cantidad de registros	Abundancia relativa calculada
Bosque secundario	84	<i>Psilorhinus morio</i>	24	8.85
		<i>Myioborus miniatus</i>	19	7.01
		<i>Henicorhina leucophrys</i>	16	5.9
		<i>Chlorospingus flavopectus</i>	11	4.05
		<i>Cantorchilus modestus</i>	7	2.58
		<i>Catharus aurantiirostris</i>	7	2.58
Bosque de ribera	95	<i>Molothrus aeneus</i>	30	6.28
		<i>Coragyps atratus</i>	24	5.03
		<i>Thraupis episcopus</i>	23	4.82
		<i>Turdus grayi</i>	23	4.82
		<i>Brotogeris jugularis</i>	19	3.98
		<i>Pionus senilis</i>	15	3.14
Cafetales	91	<i>Brotogeris jugularis</i>	313	28.98
		<i>Psittacara finschii</i>	137	12.68
		<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	90	8.33
		<i>Pionus senilis</i>	45	4.16
		<i>Patagioenas flavirostris</i>	42	3.88
		<i>Thraupis episcopus</i>	42	3.88
Cañales	70	<i>Brotogeris jugularis</i>	102	18.92
		<i>Coragyps atratus</i>	48	8.9
		<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	43	7.97
		<i>Pionus senilis</i>	31	5.75
		<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	26	4.82
		<i>Patagioenas flavirostris</i>	23	4.26
Urbano	57	<i>Brotogeris jugularis</i>	294	26.75
		<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	135	12.28
		<i>Quiscalus mexicanus</i>	105	9.55
		<i>Psittacara finschii</i>	90	8.18
		<i>Zenaida asiatica</i>	60	5.45
		<i>Columba livia</i>	55	5

B. Hábitat de preferencia

La distribución de las especies de aves con respecto al tipo de hábitat presentó diferencias significativas ($\chi^2= 198.91$, $gl= 9$, $pval < 0.05$). La mayoría de las especies se agruparon en hábitats abiertos, caracterizados por la poca cobertura vegetal nativa (Figura 4). Por otro lado, en los hábitats con mayor cobertura boscosa, las aves teóricamente presentan preferencia hacia las zonas de borde. Por su parte, en las zonas más urbanizadas las aves prefieren más los hábitats asociados a las áreas verdes y en los márgenes de ríos y quebradas.

Muchas de las especies registradas en áreas abiertas son migratorias o residentes de invierno, miembros de familias como Parulidae (reinitas), Accipitridae (gavilanes), Cardinalidae (pirangas), Vireonidae (vireos) e Icteridae (caciques). En cuanto a las especies de aves asociadas a las zonas boscosas, la gran mayoría se asocia a los bordes de bosque, seguido por especies que prefieren el dosel, y en menor cantidad las específicas del sotobosque y las riberas. Entre estas especies, podemos mencionar algunas familias representativas como Trogonidae (trogones y quetzales), Odontophoridae (codornices), Parulidae (reinitas), Turdidae (mirlos y zorzales), Pipridae (toledos), Passerellidae (pinzones y saltadores), entre otros. En relación con los hábitats urbanos, la riqueza de aves es menor comparada a los hábitats abiertos y las zonas boscosas, donde se destacan especies típicas pertenecientes a familias como Tyrannidae (pechos amarillos), Columbidae (palomas), Icteridae (zanates), Psittacidae (pericos) y Thraupidae (tangaras).

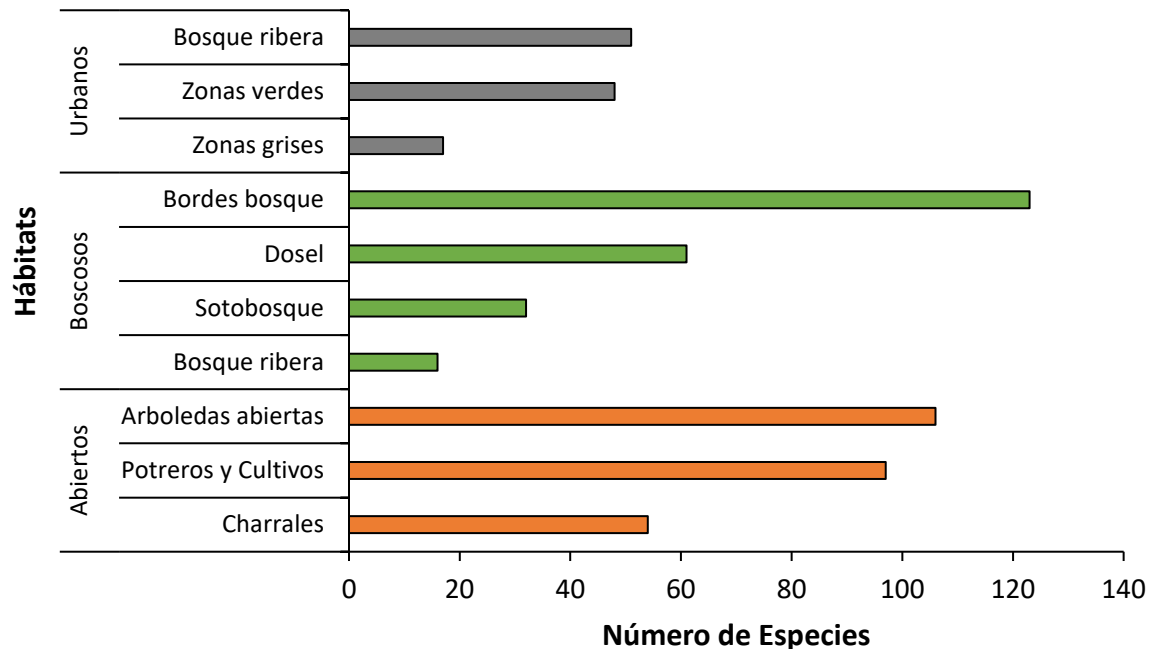


Figura 4. Hábitats de preferencia para las especies de aves del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

C. Grado de dependencia al bosque y efecto de degradación del hábitat

Se determinaron diferencias significativas ($F=9.15$, $gl=4$, $p < 0.05$), entre las categorías del grado de dependencia al bosque para la comunidad de aves. Las categorías de dependencia al bosque más abundantes entre las especies de aves son las menos dependientes (tipos 4 y 5), en contraposición con las aves más dependientes (tipos 1 y 2), las cuales representan a la minoría en todos los tipos de cobertura de uso del suelo, y se encuentran ausentes en el uso del suelo urbano (Figura 5).

Por otra parte, no se encontró un efecto del tipo de cobertura de uso del suelo sobre la dependencia al bosque ($F=0.53$, $gl=4$, $p > 0.05$). Sin embargo, en los datos se aprecia que aquellas categorías que son altamente dependientes, se concentran principalmente en los bosques secundarios, los cuales presentaron un total de 36 especies (tipo 1 y 2), mientras que, en el uso del suelo urbano estuvieron ausentes, y solamente 5 especies fueron registradas para los cañales y los cafetales. Algunas de las especies que podemos mencionar

como poco comunes, y altamente dependientes del bosque para el CBIA, son: la pava negra (*Chamaepetes unicolor*), la paloma perdiz (*Zentrygon costaricensis*), el colibrí montañas gorgimorado (*Lampornis calolaemus*), la lechuza serranera (*Megascops clarkii*), la codorniz moteada (*Odontophorus guttatus*), el saltón cabecicastaño (*Arremon brunneinucha*) y el quetzal (*Pharomachrus mocinno*).

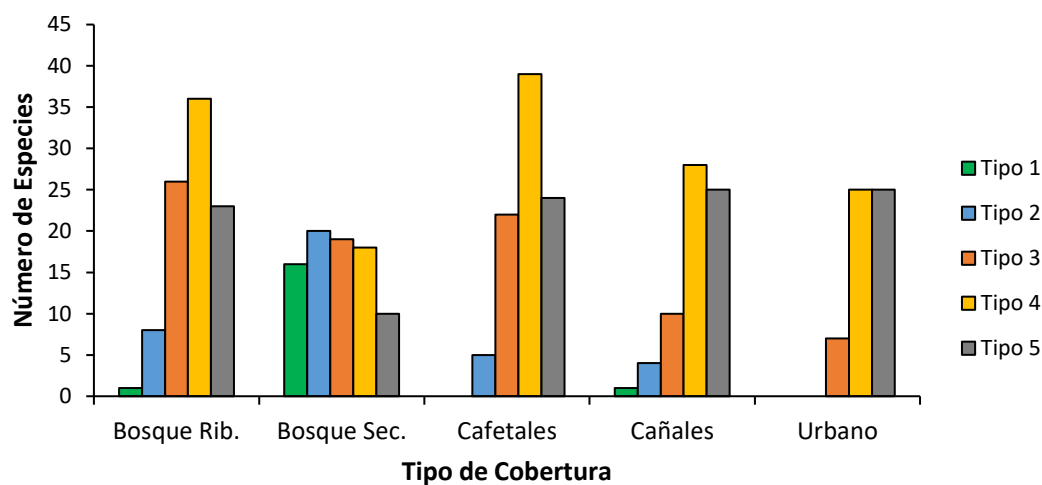


Figura 5. Grado de dependencia al bosque de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

Por otra parte, para el efecto de la degradación del hábitat, el análisis de varianza muestra igualdad estadística en la cantidad de especies de tolerancia baja, alta e intermedia ($F=0.07$, $gl=2$, $p>0.05$), y dicha proporción entre tolerancias, tampoco varía con respecto a los tipos de cobertura de uso del suelo ($F=0.84$, $gl=4$, $p>0.05$). Sin embargo, las especies desfavorecidas (con baja tolerancia), se concentran más dentro del bosque secundario (41 especies), y el bosque de ribera (11 especies), mientras que en el uso del suelo urbano se encuentran ausentes (Figura 6). Por otro lado, las especies oportunistas que son favorecidas, se mantienen en igual cantidad para todos los tipos de cobertura.

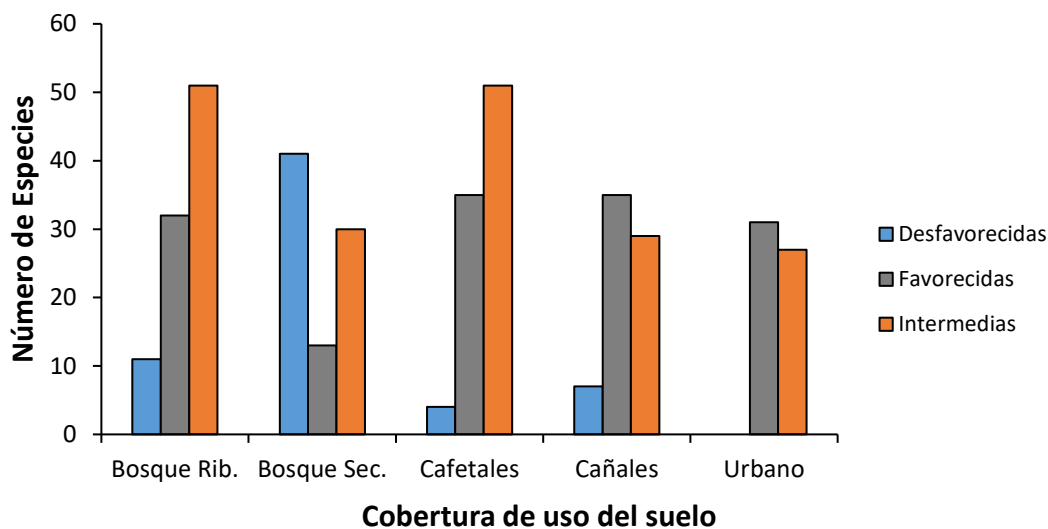


Figura 6. Efecto de la degradación del hábitat de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica

D. Gremios tróficos

Entre los gremios tróficos de las aves existen diferencias estadísticamente significativas ($F=33.73$, $gl=8$, $p < 0.05$). Sin embargo, la composición de los gremios muestra una tendencia similar entre los tipos de cobertura de uso del suelo ($KW=0.72$, $gl=4$, $p > 0.05$) (Figura 7). Los gremios predominantes fueron los insectívoros y frugívoros, en contraste con grupos más especialistas como carroñeros, nectarívoros, folívoros y carnívoros, los cuales registraron menos especies. Para el gremio trófico piscívoro, únicamente se registraron dos especies dentro del bosque de ribera, las cuales fueron el martín pescador verde (*Chloroceryle americana*), y el martín pescador collarajo (*Megaceryle torquata*).

Por su parte, los insectívoros fueron el gremio más abundante, dado que contiene muchas especies representantes de familias como Tyrannidae, Parulidae, Vireonidae, Picidae, Dendrocolaptidae, Troglodytidae, entre muchas otras presentes en el CBIA. Luego de este gremio le siguen los frugívoros, los cuales son representados principalmente por familias como Turdidae, Cracidae, Trogonidae, Psittacidae, Thraupidae e Icteridae. En

total se contabilizaron solamente 11 especies para el gremio carnívoro, representantes de familias como Falconidae, Accipitridae y Strigidae. Por otro lado, se registraron 17 especies de aves omnívoras, de diversas familias como Ramphastidae, Fringillidae, Thraupidae, Icteridae, Momotidae, mientras que las familias como Columbidae, Passerellidae, y Cardinalidae, son las más representativas del gremio granívoro dentro del CBIA

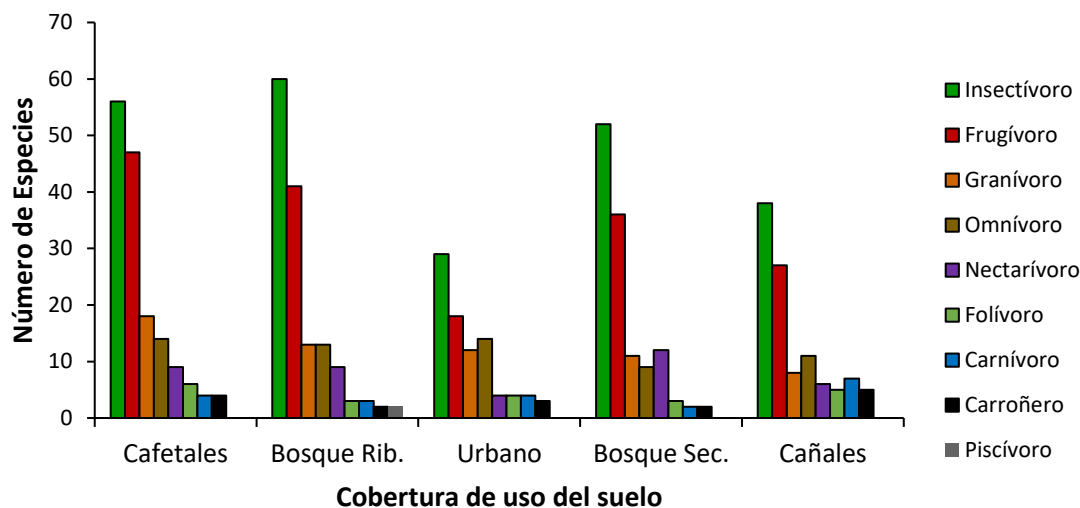


Figura 7. Gremios tróficos de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

E. Uso del hábitat

La cantidad de especies que exhiben los distintos comportamientos, no varía entre los tipos de cobertura de uso del suelo ($F=0.69$, $gl=4$, $gl=16$, $p > 0.05$). Sin embargo, entre los comportamientos se presentaron diferencias significativas. El forrajeo, el descanso y el canto fueron los comportamientos observados con mayor frecuencia, mientras que los comportamientos reproductivos fueron escasamente registrados ($F=10.91$, $gl=4$, $p < 0.05$). (Figura 8).

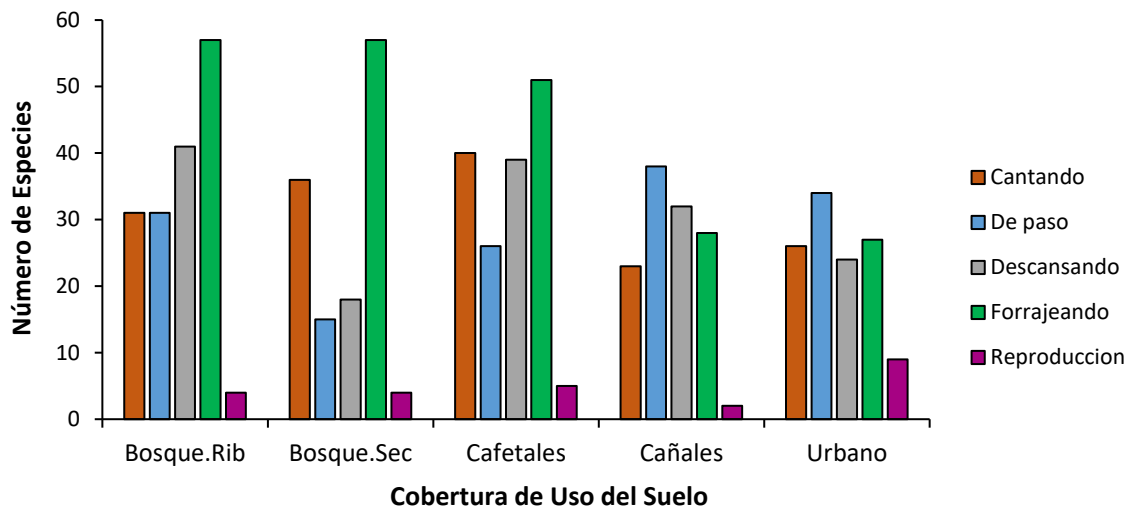


Figura 8. Uso del hábitat de las especies de aves según los tipos de cobertura de uso del suelo del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

F. Categorías de amenaza

De las 194 especies de aves registradas para el CBIA, la mayoría (184) se encuentran categorizadas bajo preocupación menor. Especies casi amenazadas se registraron seis: la pava negra (*Chamaeetes unicolor*), el pibí boreal (*Contopus cooperi*), el pinzón cafetalero (*Melozone cabanisi*), el quetzal (*Pharomachrus mocinno*), el zacatero común (*Sturnella magna*), y la reinita alidorada (*Vermivora chrysoptera*). El perico frentinaranja (*Eupsittula canicularis*) se encuentra en estado vulnerable, mientras que la lora de nuca amarilla (*Amazona auropalliata*) se categoriza bajo peligro, siendo esta la especie más amenazada dentro del CBIA. Por otra parte, para el colibrí orejivioláceo verde (*Colibri cyanotus*), y el carpintero lineado (*Dryocopus lineatus*), no se encontraron datos sobre su condición.

4.2. Variables Espaciales

A. Configuración espacial

De acuerdo con el análisis del PERMANOVA, la composición de especies de aves varía de acuerdo con los tipos de cobertura de uso del suelo dentro del CBIA ($F=3.24$, $gl=4$, $r^2=0.72$, $p<0.05$). Mediante el análisis del Cluster, la correlación cofenética para la técnica de agrupamiento de los sitios de muestreo, indica que el criterio de ligamiento promedio

fue la técnica más efectiva, con un coeficiente de correlación de 0.906, seguido del criterio por ligamiento completo con un coeficiente de 0.898, y el ligamiento simple con 0.851. Lo anterior, señala que los sitios con más similitud en cuanto a la comunidad de especies de aves que albergan, se clasifican en 3 grupos (Figura 9): Grupo A con los sitios 1 y 2 (bosque secundario), el grupo B con los sitios más alterados que fueron el sitio 5 (cafetal con poca sombra), sitio 7 (cañal sin sombra), y los sitios 6 y 8 (urbanos), y finalmente el grupo C con los sitios más arbolados, que fueron los sitios 4 y 9 (bosque de ribera), junto con el sitio 10 (cafetal sombreado) y el sitio 3 (cañales y potreros sombreados).

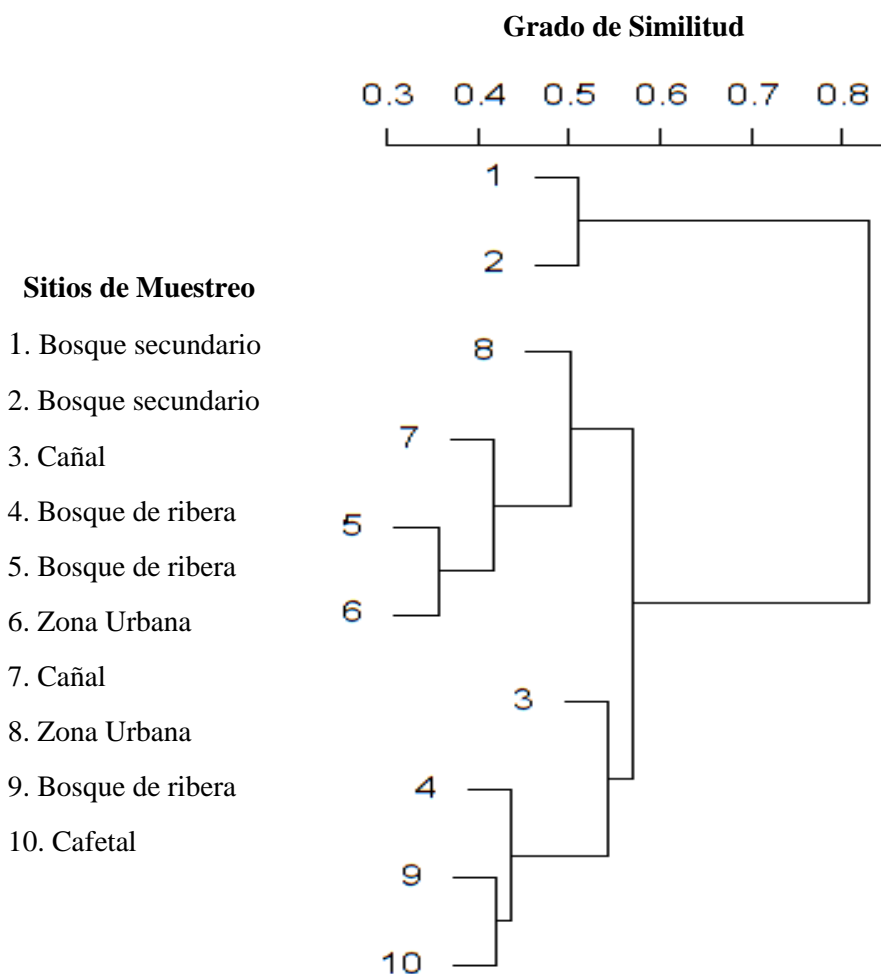


Figura 9. Agrupamiento por ligamiento promedio mediante distancias de Bray-Curtis de los sitios de muestreo según la comunidad avifaunística dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

Según los grupos seleccionados por la técnica de cluster, el grupo A contiene 94 especies de aves, de las cuales 18 comparte con el grupo B y 37 con el grupo C. Por su parte, el grupo B cuenta con 88 especies de aves, de las cuales comparte 57 con el grupo C, dejando únicamente 3 especies exclusivas de los sitios más alterados del CBIA. Finalmente, el grupo C cuenta con la mayor cantidad de especies, con un total de 144, de las cuales 40 son exclusivas y no se comparten (Figura 10). De las 194 especies de aves en total para el CBIA, únicamente 10 se traslapan entre todos los grupos.

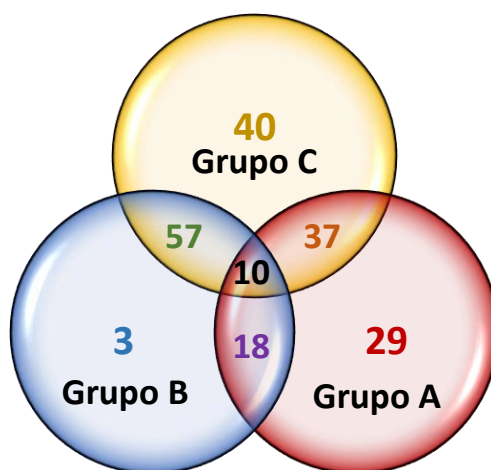


Figura 10. Diagrama de Venn de la distribución de las especies de aves entre los grupos de sitios de muestreo dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

B. Configuración estructural

Para las variables de estructura vegetal junto con la altitud, el análisis de correspondencia canónica (CCA), muestra que la composición de las especies de aves en los sitios de muestreo, se explica hasta en un 69% de la varianza por las condiciones vegetales del sitio (Figura 11). Además, se obtienen diferencias significativas en dicha composición de especies de aves entre los sitios con respecto a las variables de estructura ($F=1.8$, $r^2=0.692$, $gl=5$, $p< 0.05$). El primer eje canónico expresa el 66.1% de la variabilidad de los datos, mientras que el segundo eje canónico aporta un 28.8%. Sin embargo, el análisis muestra significancia solamente para el componente principal de la altura arbustiva ($F=3.8$, $gl=1$, $p< 0.05$). Como las variables de cobertura arbustiva, riqueza arbórea y altura de los árboles estuvieron altamente correlacionadas, no se incluyeron dentro del análisis.

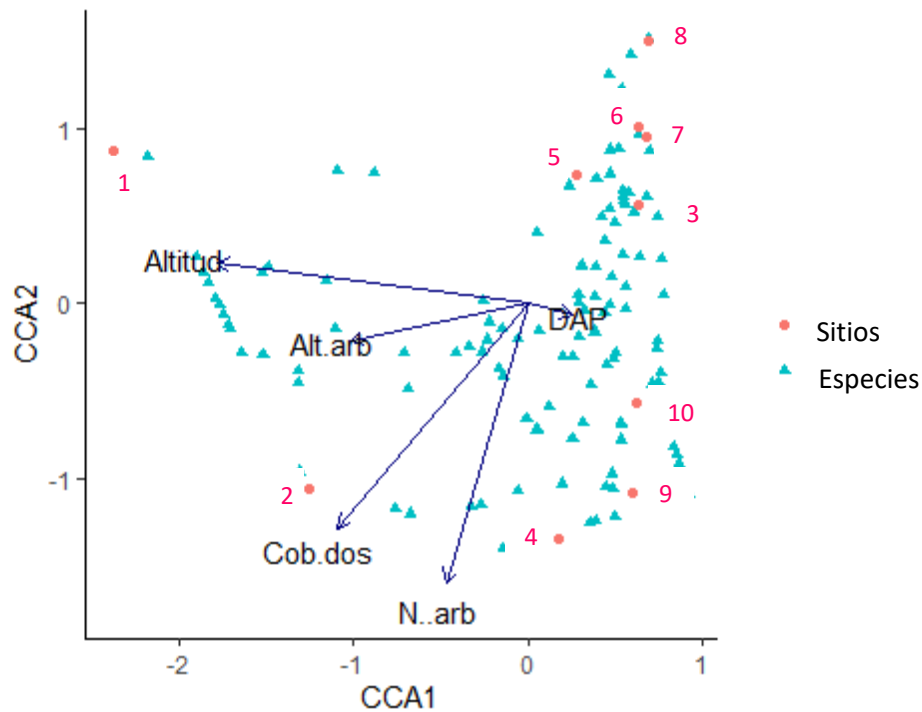


Figura 11. Análisis de correspondencia canónica entre las variables ambientales con la distribución de las especies de aves y los sitios de muestreo dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

Por otra parte, los resultados del análisis Bio-Env, muestran que, de las 8 variables de estructura y ambientales medidas, la cobertura del dosel junto con la altitud del sitio, se correlacionan de manera fuerte y positiva con la disimilitud que existe en la comunidad de aves a lo largo de los sitios de muestreo ($\rho=0.77$, $p<0.05$).

Por otra parte, se observaron diferencias significativas en cuanto a la preferencia de las aves por los estratos del sitio ($F=7.9$, $gl=3$, $p<0.05$), no así, con respecto al tipo de cobertura de uso del suelo ($F=0.42$, $gl=3$, $p>0.05$). La mayor frecuencia de especies se registró en el estrato medio en todos los sitios, seguido por el estrato alto, luego el bajo, y finalmente las especies que no utilizaron ningún estrato vegetal. No obstante, dentro del uso del suelo del tipo cañales, la preferencia de estratos presenta leves variaciones (Figura 12).

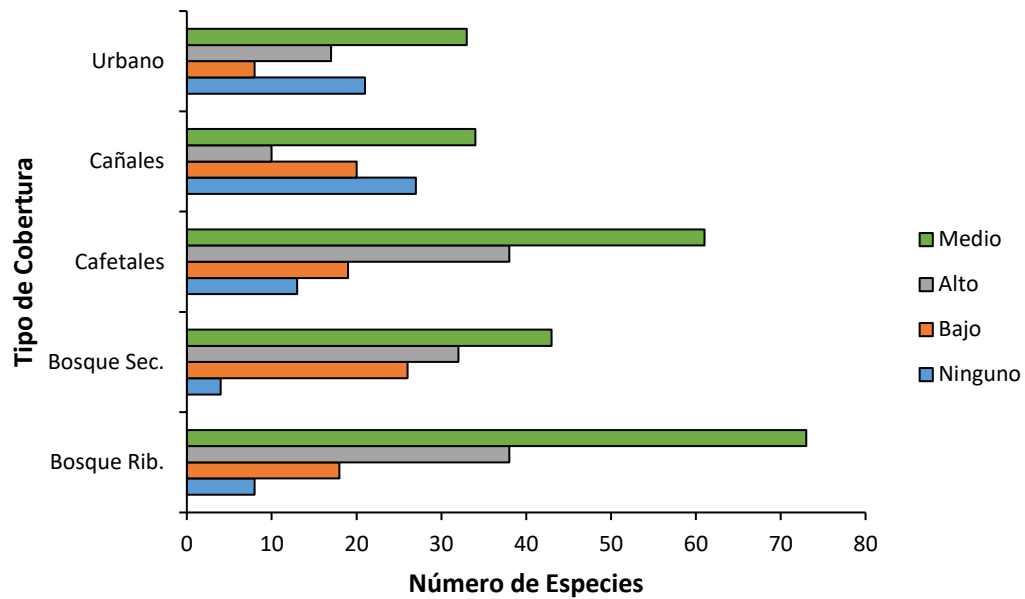


Figura 12. Estratos vegetales utilizados por las especies de aves para cada tipo de cobertura de uso del suelo dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela, Costa Rica.

4.3. Lineamientos de Manejo para la mejora de la Conectividad Funcional de la Avifauna dentro del CBIA.

4.3.1. Estrategias de Conectividad

A. Área Urbanas

Cuando se incorporan componentes florísticos en espacios urbanos, esto conlleva a elevar la calidad de vida del ser humano, en varios ámbitos como a nivel social, económico, salud y educativo. A continuación, se presentan estrategias para mejorar la conectividad funcional de la avifauna en las zonas urbanas del CBIA (principalmente Grecia centro y cabeceras distritales).

1. Calles arboladas

Las calles comprenden infraestructuras de proporciones lineales, estrechas y alargadas, que constituyen importantes vías de acceso y desplazamiento a lo largo de las zonas urbanas, lo

cual garantiza también el funcionamiento de las mismas (Castillo y Armando, 2015). Los árboles por su parte, son la forma vegetal más característica de los paisajes urbanos, los cuales guardan estrecha relación con la arquitectura e infraestructura vial, y adquieren valor al contribuir con la mejora de este tipo de ambientes (Mascaró et al, 2001). A continuación, se presenta una lista de árboles que pueden ser considerados para las calles de las zonas urbanas del CBIA (Cuadro 5).

Cuadro 5. Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de calles arboladas dentro del CBIA, Grecia, 2021.

Especie	Árboles		Aves que atrae				Fenología	
	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Trichilia havanensis</i>	Uruca	Nativa	X		X	X	ene-abr y ago-dic	feb-jun y set-oct
<i>Tabebuia rosea</i>	Roble de sabana	Nativa	X	X	X	X	feb-set	mar-jun
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Corteza Negra	Exótica	X	X			mar-jul y set-dic	feb-abr
<i>Tabebuia ochracea</i>	Corteza Amarilla	Nativa		X		X	ene-abr	may-jun
<i>Callistemon bctrinus</i>	Hisopo	Exótica	X	X			todo el año	todo el año
<i>Citharexylum donnell-smithii</i>	Dama	Nativa			X		dic-may y set-oct	ene-jun y set-oct
<i>Cordia eriostigma</i>	Muñeco	Nativa	X		X	X	feb-mar y jul-set	mar-abr y ago-set
<i>Calliandra calothyrsus</i>	Cabello de Ángel	Nativa		X			jun-dic	oct-dic
<i>Mangifera indica</i>	Mango	Exótica			X		set-ene	may-jul
<i>Terminalia catappa</i>	Almendro de playa	Exótica				X	todo el año	todo el año
<i>Tecoma stans</i>	Vainillo	Nativa	X	X	X		set-may	feb-mar
<i>Delonix regia</i>	Malinche	Exótica	X				may-jun	todo el año
<i>Jacaranda mimmosifolia</i>	Jacaranda	Exótica	X				feb-may	may-jun
<i>Byrsonima crassifolia</i>	Nance	Nativa			X		abr-ago	abr-ago
<i>Senna spectabilis</i>	Caña fistula	Nativa	X				feb-abr	abr-ago

Algunas especies de aves que pueden beneficiarse son:

Tangara azuleja (*Thraupis episcopus*), Colibrí rabirrufo (*Amazilia tzacatl*), Cacique veranero (*Icterus galbula*), Loro frentirojo (*Psittacara finschii*), Amazilia canela (*Amazilia rutila*), Reinita verdilla (*Leiothlypis peregrina*), Reinita de pensilvania (*Setophaga pennsylvanica*), Carpintero de hoffmann (*Melanerpes hoffmannii*), Paloma morada (*Patagioenas flavirostris*) y Cristofúe (*Pitangus sulphuratus*).

2. Zonas Verdes

En las áreas urbanas es común encontrar zonas verdes, tanto públicas como privadas que están destinadas al esparcimiento, práctica de deportes, juegos, y paseos, siendo el componente vegetal el que domina en estos espacios. Dentro de estas zonas se pueden mencionar las plazas, parques, arboledas, boulevares y jardines principalmente (De Andrade, 2012). Algunos aspectos a considerar para la escogencia de árboles dentro de estas áreas, es el espacio, ya que pueden utilizarse árboles de mayor tamaño cuando hay disponibilidad, considerando sus características físicas (fuste, raíces y copa) (Alvarado *et al.*, 2014). Otro aspecto es que no cuente con espinas o sustancias urticantes como método de defensa, para evitar poner en peligro a los usuarios de dichos espacios. Para el CBIA, se presenta una lista de especies arbustivas y arbóreas consideradas aptas en el uso de espacios públicos verdes urbanos (Cuadro 6).

Cuadro 6. Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de zonas verdes urbanas dentro del CBIA, Grecia, 2021.

Especie	Árboles		Aves que atrae				Fenología	
	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Psidium guajava</i>	Guayaba	Nativa			X		abr-jul	abr-jul
<i>Syzygium jambos</i>	Manzana rosa	Exótica			X		jul-ago	set-oct
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Poró	Nativa	X	X			dic-mar	feb-mar

<i>Acnistus arborescens</i>	Gütite	Nativa	X		X	X	may-set	jul-oct	
<i>Averrhoa carambola</i>	Carambola	Exótica			X		jul-ago	set-nov	
<i>Ardisia revoluta</i>	Tucuico	Nativa			X		todo el año	ene-mar	
<i>Spondias purpurea</i>	Jocote	Nativa			X		may-jun	ago-set	
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	Nativa	X		X		abr-jun	mar-ago y dic	
<i>Persea americana</i>	Aguacate	Nativa			X		mar-set	may-jul	
<i>Ficus jimenezii</i>	Higuerón	Nativa	X		X	X	feb-may	ene-abr y jun-set	
<i>Cojoba arborea</i>	Lorito	Nativa	X		X		nov-may	feb-jul	
<i>Cassia grandis</i>	Carao	Nativa	X		X		feb-abr	ene, abr, jul y nov	
<i>Schefflera arboricola</i>	Árbol Pulpo	Exótica			X		dic-abr	dic-abr	
<i>Pricamnia antidesma</i>	Brasilete falso	Nativa			X		no disponible	no disponible	
<i>Ficus pertusa</i>	Higuito	Nativa	X		X	X	todo el año	todo el año	
Arbustos			Aves que atrae				Fenología		
Especie	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación	
<i>Hamelia patens</i>	Coralillo	Nativa		X	X		todo el año	todo el año	
<i>Stachytarpheta sp.</i>	Rabo de gato	Nativa		X			todo el año	no disponible	
<i>Lantana camara</i>	Cinco negrito	Nativa		X	X		todo el año	todo el año	
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	Amapola	Exótica			X		todo el año	no disponible	
<i>Duranta erecta</i>	Pingo de oro	Exótica		X	X		may-set	oct-mar	
<i>Phytolacca icosandra</i>	Jaboncillo	Nativa			X		todo el año	todo el año	
<i>Ugni molinae</i>	Murtilla	Exótica			X		may-jun	feb-abr	

Algunas especies de aves que pueden beneficiarse son:

Pájaro bobo (*Momotus lessoni*), Yigüirro (*Turdus grayi*), Mosquero picudo (*Megarhynchus pitangua*), Mosquero social (*Myiozetetes similis*), Zapoyol (*Brotogeris jugularis*), Tangara veranera (*Piranga rubra*), Vireo ojirrojo (*Vireo flavoviridis*), Copetón de Nutting (*Myiarchus nuttingi*), Reinita amarilla (*Setophaga petechia*) y Chicopiojo (*Campylorhynchus rufinucha*).

3. Jardines y Muros Verdes

Los jardines son definidos como espacios de terreno donde predominan especies vegetales para diferentes usos, ya sea plantas ornamentales, medicinales, alimenticias (árboles frutales u hortalizas), junto con elementos no naturales como senderos, esculturas y fuentes. Estos espacios son creados y mantenidos por el ser humano, tanto en zonas urbanas como rurales, públicos o privados, con fines de esparcimiento, recreación y relajación (Díaz, 2016). Dentro de los jardines, destacan los muros verdes, los cuales se basan en el cultivo de plantas a un nivel vertical, con propósitos que trascienden lo ornamental, ya que es muy común dentro de las zonas urbanas para producir alimentos, controlar la escorrentía, ahorrar energía, naturalizar arquitecturas, aislar el ruido y el calor, así como aumentar la biodiversidad (Fernández *et al.*, 2008).

A continuación, se presentan algunas especies tanto nativas como naturalizadas, que son funcionales ecológicamente para la atracción de la avifauna, y que al mismo tiempo pueden ser usados en los jardines del CBIA, por su valor estético y ornamental (Cuadro 7).

Cuadro 7. Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de jardines y muros verdes urbanos dentro del CBIA, Grecia, 2021.

Especie	Árboles		Aves que atrae				Fenología	
	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Eriobotrya japonica</i>	Níspero	Exótica			X		ago-nov	ago-nov
<i>Carica papaya</i>	Papaya	Nativa		X	X		jul-ene	set-ene

<i>Dyopsis lutezens</i>	Palmera	Exótica	X		X		nov-jul	nov-jul
<i>Citrus sinensis</i>	Naranja	Exótica		X	X		mar-jun	jul-feb
<i>Psidium friedrichsthalianum</i>	Cas	Nativa			X		jun-ago	ago-nov
<i>Citrus reticulata</i>	Mandarino	Exótica		X	X		mar-abr	nov-mar
<i>Syzygium malaccense</i>	Manzana de agua	Exótica			X		oct-ene	oct-ene

Arbustos			Aves que atrae				Fenología	
Especie	Nombre común	Origen	Insect	Nectar	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Bixa orellana</i>	Achiote	Nativa	X			X	ago-feb	dic-ago
<i>Canna sp.</i>	Achira	Exótica	X	X			mar-nov	
<i>Kohleria sp.</i>	Kohleria	Nativa		X			ago-feb	ago-feb
<i>Heliconia sp.</i>	Heliconia	Nativa		X	X		todo el año	no disponible
<i>Psychotria elata</i>	Flor del beso	Nativa	X		X		no disponible	no disponible
<i>Ixora coccinea</i>	Flor de fuego	Exótica		X	X		todo el año	no disponible
<i>Strelitzia reginae</i>	Ave del paraíso	Exótica		X			set-may	no disponible
<i>Bougainvillea glabra</i>	Veranera	Exótica		X			todo el año	no disponible
<i>Brugmansia sp.</i>	Floripondio	Nativa		X			todo el año	no disponible
<i>Bocconia frutescens</i>	Calderón	Nativa			X	X	todo el año	todo el año
<i>Pyracantha coccinea</i>	Espino de fuego	Exótica			X		abr-may	jun-set
<i>Cestrum nocturnum</i>	Dama de noche	Nativa			X		jun-set	no disponible
<i>Rubus urticifolius</i>	Zarzamora	Nativa			X		todo el año	todo el año

Trepadoras			Aves que atrae				Fenología	
Especie	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Pyrostegia venusta</i>	Liana de fuego	Exótica		X			todo el año	no disponible
<i>Passiflora vitifolia</i>	Granadilla de monte	Nativa	X	X			todo el año	ene-set
<i>Bomarea</i>	Bomarea	Nativa		X			ago-set y	no disponible

<i>costaricensis</i>				dic-abr	
<i>Smilax sp.</i>	Zarzaparrilla	Exótica	X	ene-ago	ene-ago

Algunas especies de aves que pueden beneficiarse son:

Tirano tropical (*Tyrannus melancholicus*), Sinsonte (*Saltator coerulescens*), Amazilia coliazul (*Amazilia saucerrottei*), Copetón crestioscuro (*Myiarchus tuberculifer*), Reinita trepadora (*Mniotilta varia*), Pájaro bobo (*Momotus lessoni*), Amazilia rabirrufa (*Amazilia tzacatl*), Loro coroniblanco (*Pionus senilis*), Sinsonte verde (*Saltator atriceps*), y Viudita (*Thraupis episcopus*).

B. Áreas Abiertas

La transformación de los bosques, por el cambio de uso del suelo, ha dado paso a la formación de agropaisajes, que constituyen un mosaico heterogéneo de distintos hábitats como matrices de potreros, zonas de cultivos, remanentes de bosque, lotes abandonados, caminos, charrales y cercas vivas (Sanz, 2007). Para las áreas abiertas dentro del CBIA, tomando en cuenta los usos del suelo con plantaciones de café y caña de azúcar, se considera utilizar las siguientes estrategias en cuanto a conectividad funcional:

1. Cercas Vivas

Las cercas vivas son elementos vegetales divisorios de forma lineal, que comprenden en su mayoría especies arbóreas, las cuales son utilizadas para separar áreas de pastura, parches de bosque, caminos o zonas de cultivo (De la Ossa, 2013). Las cercas vivas son comunes en Centroamérica, y son predominantes en paisajes agrícolas (cultivos de café, sabanas y potreros), compuestos por una gran variedad de especies vegetales, dependiendo de zona de vida donde se encuentran, constituyendo la principal forma prevalente de cobertura vegetal en zonas alteradas (Harvey *et al.*, 2005).

Esta estrategia es utilizada por los propietarios por fines productivos, ya que proporcionan barreras y fuentes de alimento para el ganado, generan postes para crear

nuevas cercas, así como también se produce fruta comestible y madera. No obstante, las cercas vivas pueden ser tanto simples, con una especie que se poda con regularidad, o también complejas, las cuales comprenden mayor diversidad vegetal. Dentro del CBIA, se considera implementar cercas vivas con gran variedad de especies arbóreas (Cuadro 8), las cuales son más efectivas para la conectividad funcional de las aves.

Cuadro 8. Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de cercas vivas dentro del CBIA, Grecia, 2021.

Especie	Árboles		Aves que atrae				Fenología	
	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Bursera simarouba</i>	Indio desnudo	Nativo	X	X	X	X	mar-may	jun-mar
<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro	Nativo	X				ene-jun	ene-jun
<i>Diphysa americana</i>	Guachipelín	Nativo			X		ene, mar y nov	abr
<i>Anacardium occidentale</i>	Marañón	Exótico	X		X	X	ene-mar	feb-may
<i>Sapindus saponaria</i>	Jaboncillo	Nativo	X		X		dic-may	dic-jul
<i>Citrus reticulata</i>	Mandarina	Exótico		X	X		mar	set-mar
<i>Sambucus mexicanus</i>	Sauco	Exótico	X		X		todo el año	todo el año
<i>Persea americana</i>	Aguacate	Nativo			X		ene-feb	todo el año
<i>Spondias purpurea</i>	Jocote	Nativo			X		ene-may	todo el año
<i>Garcinia madruno</i>	Madroño	Exótico			X		ene-jul	ene-jul
<i>Tabebuia rosea</i>	Roble de sabana	Nativo	X	X	X	X	ene-mar	todo el año
<i>Carapa guianensis</i>	Tangaré	Nativo	X			X	ene-mar y ago-set	may-ago
<i>Croton niveus</i>	Colpachí	Nativo				X	abr-oct	arb-oct
<i>Morella cerifera</i>	Árbol de cera	Nativo			X		todo el año	todo el año
<i>Conostegia xalapensis</i>	Capulín	Nativo	X				dic-jul	dic-jul

Algunas especies de aves que pueden beneficiarse son:

Manguito pechiverde (*Anthracothorax prevostii*), Perico frentinaranja (*Eupsittula canicularis*), Chachalaca (*Ortalis cinereiceps*), Mosquero pirata (*Legatus leucophaeus*), Pinzón cafetalero (*Melospiza cabanisi*), Azulillo sietecolores (*Passerina ciris*), Piapia (*Psilorhinus morio*), Sinsonte (*Saltator maximus*), Tangara dorsirrayada (*Piranga bidentata*), y Pinzón aceitunado (*Arremonops rufivirgatus*).

2. Potreros y Campos arbolados

La presencia de árboles en áreas despejadas como potreros o campos de cultivo, brinda la oportunidad de mejorar la conservación de la biodiversidad local, puesto que se proporciona refugio, sombra y alimento, al ser fuente potencial de gran variedad de insectos, arañas y otros invertebrados, así como de frutos y semillas para la avifauna. Por lo tanto, para el CBIA, se consideran utilizar las siguientes especies arbóreas tanto para zonas de cultivo como para fincas y potreros (Cuadro 9).

Cuadro 9. Especies vegetales que pueden utilizarse para la implementación de arboledas en campos de cultivo y potreros dentro del CBIA, Grecia, 2021.

Especie	Árboles		Aves que atrae				Fenología	
	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Croton draco</i>	Targuá	Nativo	X		X		may-jul y set-dic	may-jul y set-dic
<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	Nativo			X		nov-mar	abr-may
<i>Samanea saman</i>	Cenízaro	Nativo	X	X			nov-mar	ene-abr
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo	Nativo			X		feb-jun y set-oct	dic-feb
<i>Anacardium excelsum</i>	Espavel	Nativo			X		dic-abr	mar-jun
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro amargo	Nativo	X		X		abr-jun	abr-dic
<i>Inga sp.</i>	Guaba	Nativo	X	X	X		ago-set	oct-dic
<i>Brosimum alicastrum</i>	Nogal	Nativo			X		nov-may	may-nov

<i>Muntingia calabura</i>	Capulín	Nativo	X	X	dic-may	dic-may
<i>Simarouba glauca</i>	Aceituno	Nativo	X	X	nov-feb	feb-mar
<i>Annona muricata</i>	Guanábana	Exótico	X	X	ene-ago	todo el año
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Poró	Nativo	X	X	ago-oct	nov-dic
<i>Spondias purpurea</i>	Jocote	Nativo		X	ene-may	todo el año
<i>Terminalia Amazonia</i>	Roble coral	Nativo	X		mar-jun	mar-jun
<i>Ocotea veraguensis</i>	Quizarrá	Nativo		X	ene-jun	ene-jun
<i>Pouteria sapota</i>	Zapote	Nativo		X	todo el año	todo el año

Algunas especies de aves que pueden beneficiarse son:

Loro coroniblanco (*Pionus senilis*), Loro frentiblanco (*Amazona albifrons*), Picogrueso pechirroado (*Pheuctitus ludovicianus*), Cuco ardilla (*Piaya cayana*), Carpintero de Hoffmann (*Melanerpes hoffmannii*), Mosquero ventriazufrado (*Myiodynastes luteiventris*), Tortolita rojiza (*Columbina talpacoti*), Carpintero lineado (*Dryocopus lineatus*), Tucán pico iris (*Ramphastos sulfuratus*), Gavilán capulinero (*Rupornis magnirostris*).

C. Áreas Boscosas

En las zonas forestales, como medidas de manejo se ejecuta la reforestación en los sitios más degradados por la fragmentación. Para esta práctica, se debe tratar de replicar la misma estructura vegetal vertical en forma ordenada, de manera que se formen pisos o estratos, que tengan la capacidad de albergar diferentes formas de biodiversidad (Vargas, 2021). Para la ejecución de estas prácticas, se utilizan especies nativas que logren adaptarse bien al entorno, las cuales pueden obtenerse mediante plantas recolectadas de fragmentos remanentes, siembra de semillas colectadas, estacas, viveros, o el mantenimiento de las plantas existentes (Lopreto, 2018).

1. Reforestación en Bosques de Ribera

Las zonas de ribera comprenden ecosistemas anexos a cuerpos de agua (principalmente ríos), con una matriz variable de vegetación, los cuales han sido utilizados para marcar relaciones territoriales, para la protección y amortiguamiento del recurso hídrico, y sobre todo la preservación de la biodiversidad (Celis, 2008). Las especies arbóreas para reforestar las zonas de ribera, deben ser especies que sean nativas de la localidad, fijadoras de nitrógeno, que tengan capacidad de rebrotar, de rápido crecimiento, resistentes a condiciones limitantes, y por supuesto, que aporten recursos (alimento y refugio) para la fauna local (Lopreto, 2018). Para el CBIA, se recomienda utilizar las siguientes especies arbóreas nativas de la zona, para reforestar y recuperar ciertas partes fragmentadas del bosque de ribera (Cuadro 10).

Cuadro 10. Especies vegetales que pueden utilizarse para la reforestación de los bosques de ribera dentro del CBIA, Grecia, 2021.

Especie	Árboles		Aves que atrae				Fenología	
	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Senna reticulata</i>	Saragundí	Nativa	X				set-mar	set-mar
<i>Inga sp.</i>	Guaba	Nativa		X		X	ago-set	oct-dic
<i>Coccoloba caracasana</i>	Papaturro	Nativa			X		feb-jul	feb-jul
<i>Cecropia sp.</i>	Guarumo	Nativa			X	X	todo el año	todo el año
<i>Cupania glabra</i>	Carne asada	Nativa			X	X	todo el año	todo el año
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	Aguacatillo	Nativa			X		abr-set	mar-set
<i>Morella cerífera</i>	Arrayán	Nativa			X		todo el año	todo el año
<i>Ficus sp.</i>	Higuerón	Nativa	X		X		todo el año	todo el año
<i>Stemmadenia donell-smithii</i>	Huevos de caballo	Nativa			X	X	todo el año	todo el año
<i>Casearia commersoniana</i>	Huesillo	Nativa	X		X	X	jun-set	ago-oct
<i>Ardisia compressa</i>	Tucuico	Nativa	X		X		ene-may y ago-nov	set y nov-jun
<i>Myrcia</i>	Murta	Nativa			X		jun-oct	jun-oct

<i>splendens</i>						
<i>Croton draco</i>	Targuá	Nativa	X	X	may-jul y set-dic	may-jul y set-dic
<i>Zygia longifolia</i>	Sotacaballo	Nativa	X		todo el año	todo el año
<i>Ochroma pyramidale</i>	Flor de balsa	Nativa		X X	dic-ene	feb-may
<i>Morus insignis</i>	Salvio lechoso	Nativa		X	mar-abr	todo el año

Algunas especies que pueden beneficiarse son:

Saltarín Toledo (*Chiroxiphia linearis*), Pájaro chancho (*Tityra semifasciata*), Titira coroninegra (*Tityra inquisitor*), Oropéndola (*Psarocolius Montezuma*), Elaenia (*Elaenia flavogaster*), Euphonia gorgiamarilla (*Euphonia hirundinacea*), Pinzón orejiblanco (*Melospiza leucotis*), Zorzal de Swainson (*Catharus ustulatus*), Gavilán gris (*Buteo plagiatus*), y Reinita gorginaranja (*Setophaga fusca*).

2. Reforestación en Bosques Secundarios

Los bosques secundarios son áreas de regeneración forestal, generados por un proceso de sucesión natural, luego de haber sufrido una perturbación humana o natural significativa sobre la estructura vegetal original (Montalván y Sambrano, 2018). Para el CBIA, las zonas de bosque secundario se confinan a la Reserva Forestal de Grecia (sector Bosque del Niño), en la parte alta del corredor, el cual presenta 30 hectáreas, de las cuales 8 fueron reforestadas con plantación forestal de coníferas, esto con el objetivo de aprovechar la producción de madera comercial para la venta y uso (SINAC 2016). Sin embargo, actualmente estas áreas son utilizadas como protección de los recursos naturales, para fines de educación ambiental y también para la protección del recurso hídrico. Varela (2018), presentó una propuesta de manejo para el Bosque del Niño, basado en reemplazar y aprovechar la plantación forestal de coníferas, y posteriormente restaurarlo con especies autóctonas. Dentro de esta propuesta, se destacan algunas especies (junto con otras recomendadas), que pueden ser de uso potencial para la avifauna de la zona (Cuadro 11).

Cuadro 11. Especies vegetales que pueden utilizarse para la reforestación del bosque secundario dentro del CBIA, Grecia, 2021.

Árboles			Aves que atrae				Fenología	
Especie	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Mauria heterophylla</i>	Cirrí	Nativa			X		nov-abr y ago	feb-may
<i>Myrcianthes fragans</i>	Turrusí	Nativa			X		mar-jul	mar-nov
<i>Conostegia macrantha</i>	Santa maría	Nativa	X		X	X	todo el año	dic-jul
<i>Dendropanax arboreus</i>	cacho de venado	Nativa			X		jul-set	oct-dic
<i>Clusia croatii</i>	Copey	Nativa			X		todo el año	todo el año
<i>Citharexylum macradenium</i>	Dama	Nativa	X		X		dic-may y jul-oct	dic-may y jul-oct
<i>Ficus sp.</i>	Higuerón	Nativa	X		X		todo el año	todo el año
<i>Myrsine coriácea</i>	Rantocillo	Nativa			X		todo el año	todo el año
<i>Miconia argénteá</i>	Lengua de vaca	Nativa	X		X	X	ene-mar	ene-mar
<i>Cedrela tonduzii</i>	Cedro dulce	Nativa	X		X		mar-may	jun-feb
<i>Nectandra cufodontisii</i>	Aguacatillo	Nativa			X		todo el año	todo el año
<i>Quercus corrugata</i>	Roble	Nativa				X	mar-abr	jul-nov
Arbustos			Aves que atrae				Fenología	
Especie	Nombre común	Origen	Insect	Nect	Frug	Gran	Floración	Fructificación
<i>Palicourea padifolia</i>	Cafecillo	Nativo		X	X		todo el año	todo el año
<i>Fuchsia paniculata</i>	Achiotillo	Nativo		X	X		todo el año	todo el año
<i>Malvaviscus arboreus</i>	Amapola	Nativo		X	X		todo el año	todo el año
<i>Urera baccifera</i>	Ortiga	Nativo			X		todo el año	todo el año
<i>Leandra melanodesma</i>	uña de gato	Nativo	X		X	X	no disponible	todo el año
<i>Cestrum auranticum</i>	Zorrillo	Nativo			X		todo el año	todo el año

<i>Chamaedorea costaricana</i>	Pacaya	Nativo	X	todo el año	todo el año
--------------------------------	--------	--------	---	-------------	-------------

Algunas especies de aves que pueden beneficiarse son:

Tucán esmeralda (*Aulacorhynchus prasinus*), Rualdo (*Chlorophonia callophrys*), Tangara de monte (*Chlorospingus flavopectus*), Pinzón gorricastañó (*Arremon bruneinucha*), Colibrí gorgimorado (*Lampornis calolaemus*), Jilguero (*Myadestes melanops*), Colibrí garganta de fuego (*Sephalosphorus scintilla*), Colibrí ala de sable violáceo (*Campylopterus hemileucurus*), Paloma collaraja (*Patagioenas fasciata*), Reinita de Townsend (*Setophaga townsendi*), Pava negra (*Chamaepetes unicolor*), Quetzal (*Pharomachrus mocinno*), Mirlo de montaña (*Turdus plebejus*), y Capulineró colilargo (*Ptilogonys caudatus*).

4.3.2. Sitios Potenciales para la Implementación de las Medidas de Manejo

A continuación, se describen algunos sitios clave para promover la conectividad funcional de la avifauna, a través de las medidas anteriormente descritas, con base en el tamaño del parche, y las distancias que presenta el mismo con respecto a otras coberturas de uso del suelo. Los puntos se encuentran enumerados de sur a norte.

A. Zona Baja del CBIA

La zona de baja altura del corredor presenta fragmentos importantes de cultivo, y algunos urbanos en donde es importante implementar conectividad estructural (Figura 13). Además, es vital promover la unión entre fragmentos a través de la reforestación de bosques de ribera, los cuales en algunos sitios se encuentran con poca cobertura boscosa, o están completamente desnudos (Cuadro 12).

Cuadro 12. Sitios para la implementación de las medidas de la conectividad funcional en la Zona Baja del CBIA, Grecia 2021

Conectividad para el Bosque de Ribera							
Sitios	Promedio de distancias (m)			Longitud del cuerpo de agua (m)	Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos			Latitud	Longitud
1	0	0	0	1536.41	Quebrada Cataluña	464925	1108362
2	0	451	0	1839.86	Canal Cataluña	465364	1109130
3	0	845	0	1002.24	Quebrada Puente de Piedra	466026	1110622
Áreas Abiertas							
Sitios	Promedio de Distancias (m)				Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos	Área del parche (km²)		Latitud	Longitud
1	380	500	698	1699.36	Cañal Cataluña	465630	1109323
2	489.5	672	480.75	773.14	Cañales Puente de Piedra	465816	1110618
Zonas Urbanas							
Sitios	Promedio de Distancias (m)				Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos	Área del parche (km²)		Latitud	Longitud
1	413.25	0	324.75	122847.49	Barrio San Vicente	466983	1111009
2	334.5	0	163.5	67735.16	Calle Lomas	464733	1111288
3	325	0	435.5	289802.7	El Poró	465853	1112070
4	186.33	0	203.5	64441.8	Guayabal	468040	1112426

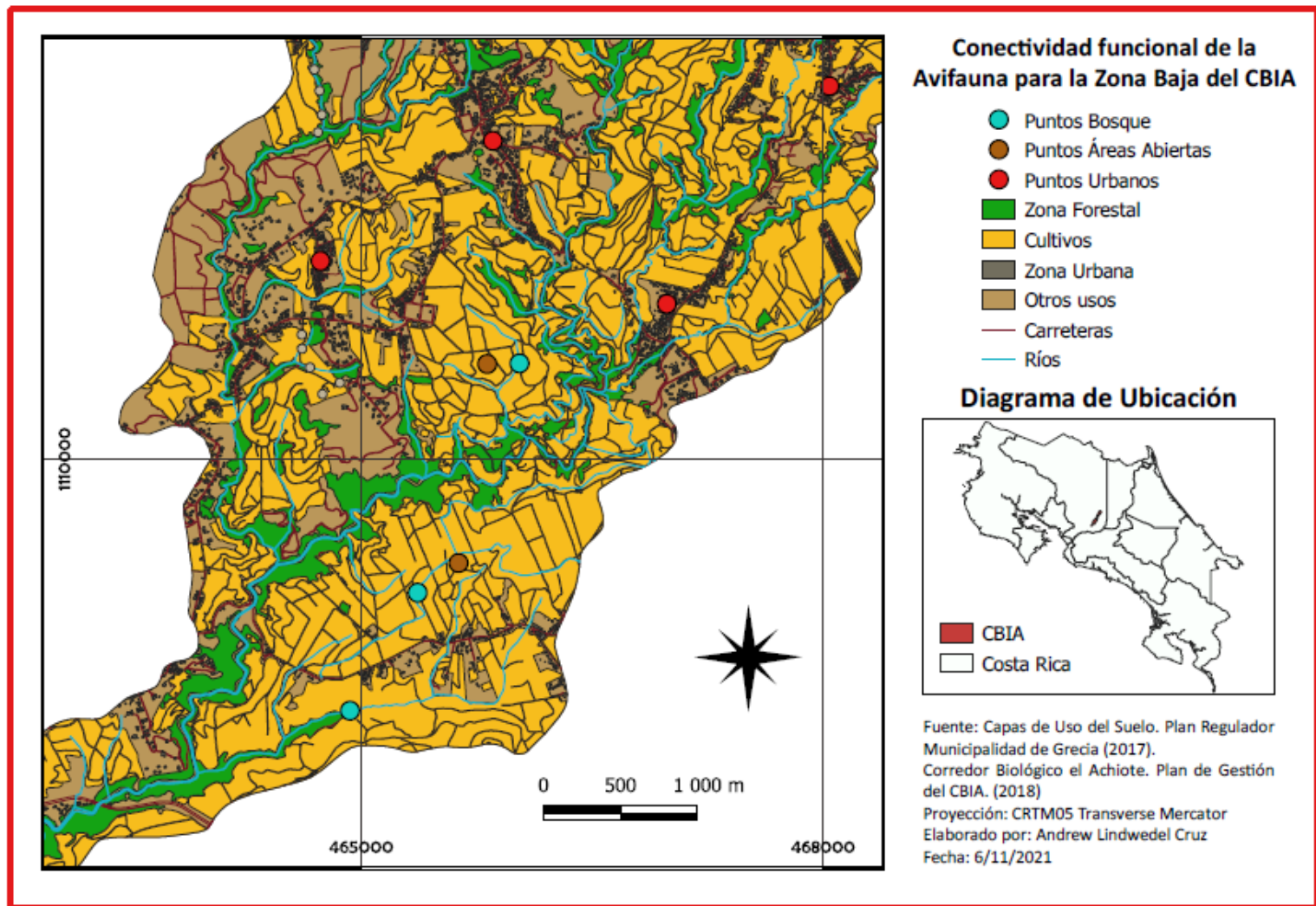


Figura 13. Sitios para la implementación de la conectividad funcional de la Avifauna en la Zona Baja del CBIA, Grecia 2021. Elaboración propia

B. Zona Media del CBIA

La zona de media altura es la más alterada dentro del CBIA, ya que predomina el uso del suelo de cultivos, principalmente el de caña de azúcar (Figura 14). Además, se encuentra la Ciudad de Grecia, la cual es la zona urbana más grande dentro del corredor, y las zonas boscosas quedan muy reducidas (Cuadro 13).

Cuadro 13. Sitios para la implementación de las medidas de la conectividad funcional en la Zona Media del CBIA, Grecia 2021

Conectividad para el Bosque de Ribera							
Sitios	Promedio de distancias (m)			Longitud del cuerpo de agua (m)	Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos			Latitud	Longitud
1	0	214.28	0	2511.33	Río Pilas	468134	1113194
2	0	277	0	689.13	Río Poró	467119	1114823
3	0	0	0	1391.12	Quebrada Cangrejos	468325	1115130
4	0	100	0	1710.51	Río Rosales	468374	1116260
Áreas Abiertas							
Sitios	Promedio de Distancias (m)				Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos	Área del parche (km ²)		Latitud	Longitud
1	1114.33	1201	729.66	1487111.98	Cañales Guayabal	468643	1113346
2	678.25	1011.33	503.66	1491330.02	Cañales Calle Corinto	467398	1114206
3	772	475.33	415.66	440118.08	Cañales Calle La Arena	468351	1114939
4	420	318	550	542500.88	Cañales Calle a Sn Isidro	468636	1116865
Zonas Urbanas							
Sitios	Promedio de Distancias (m)				Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos	Área del parche (km ²)		Latitud	Longitud
1	520.25	0	500.66	878218.2	Grecia Centro	465908	1113682
2	222	0	167.66	42808.46	El Mesón	467727	1115536
3	257	0	279.84	27657.62	Calle a Sn Isidro	468584	1116443

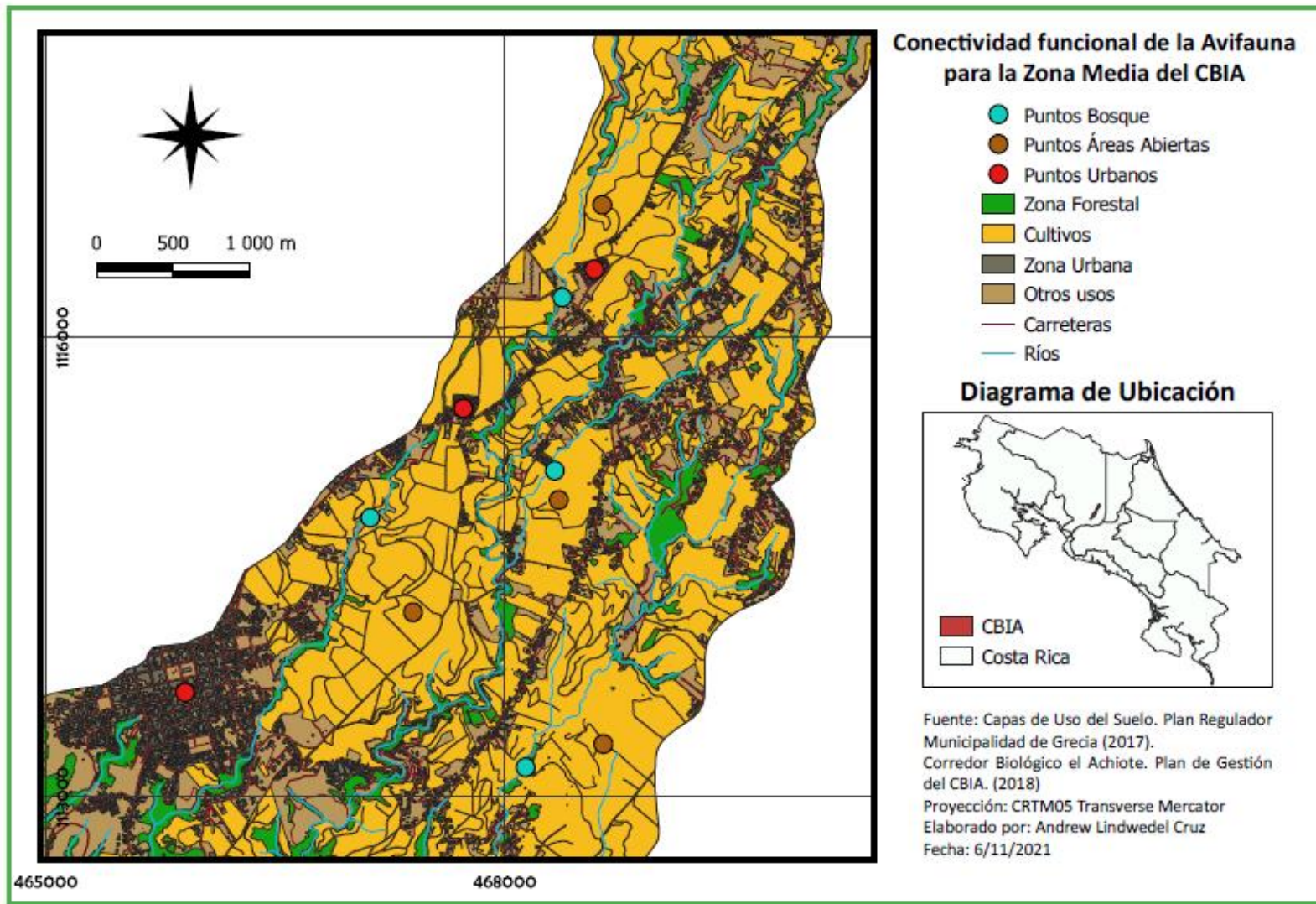


Figura 14. Sitios para la implementación de la conectividad funcional de la Avifauna en la Zona Media del CBIA, Grecia 2021.

Elaboración propia

C. Zona Alta del CBIA

La zona alta del corredor es la que más predomina en cobertura boscosa, al contar con la Reserva Forestal Bosque del Niño (Figura 15). Sin embargo, en algunas partes se implementan grandes áreas de cultivo, aunque generalmente no es una zona tan alterada comparada con las zonas media y baja del CBIA, por lo que cuenta con una menor cantidad de puntos para implementar la conectividad funcional (Cuadro 14).

Cuadro 14. Sitios para la implementación de las medidas de la conectividad funcional en la Zona Alta del CBIA, Grecia 2021

Conectividad para el Bosque de Ribera							
Sitios	Promedio de distancias (m)			Longitud del cuerpo de agua (m)	Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos			Latitud	Longitud
1	0	214.28	0	2511.33	Río Pilas	468134	1113194
2	0	277	0	689.13	Río Poró	467119	1114823
3	0	0	0	1391.12	Quebrada Cangrejos	468325	1115130
4	0	100	0	1710.51	Río Rosales	468374	1116260
Áreas Abiertas							
Puntos	Promedio de Distancias (m)				Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos	Área del parche (km²)		Latitud	Longitud
1	538.66	840	331.5	508985.61	Cafetales San Francisco	470076	1119731
2	798	946	284	736803.81	Cañales Quizarral	469382	1118473
Zonas Urbanas							
Sitios	Promedio de Distancias (m)				Nombre	Coordenadas (m)	
	Zonas Boscosas	Zonas Urbanas	Ríos	Área del parche (km²)		Latitud	Longitud
1	253.5	0	277.5	96129.4	San Francisco	470199	1118386

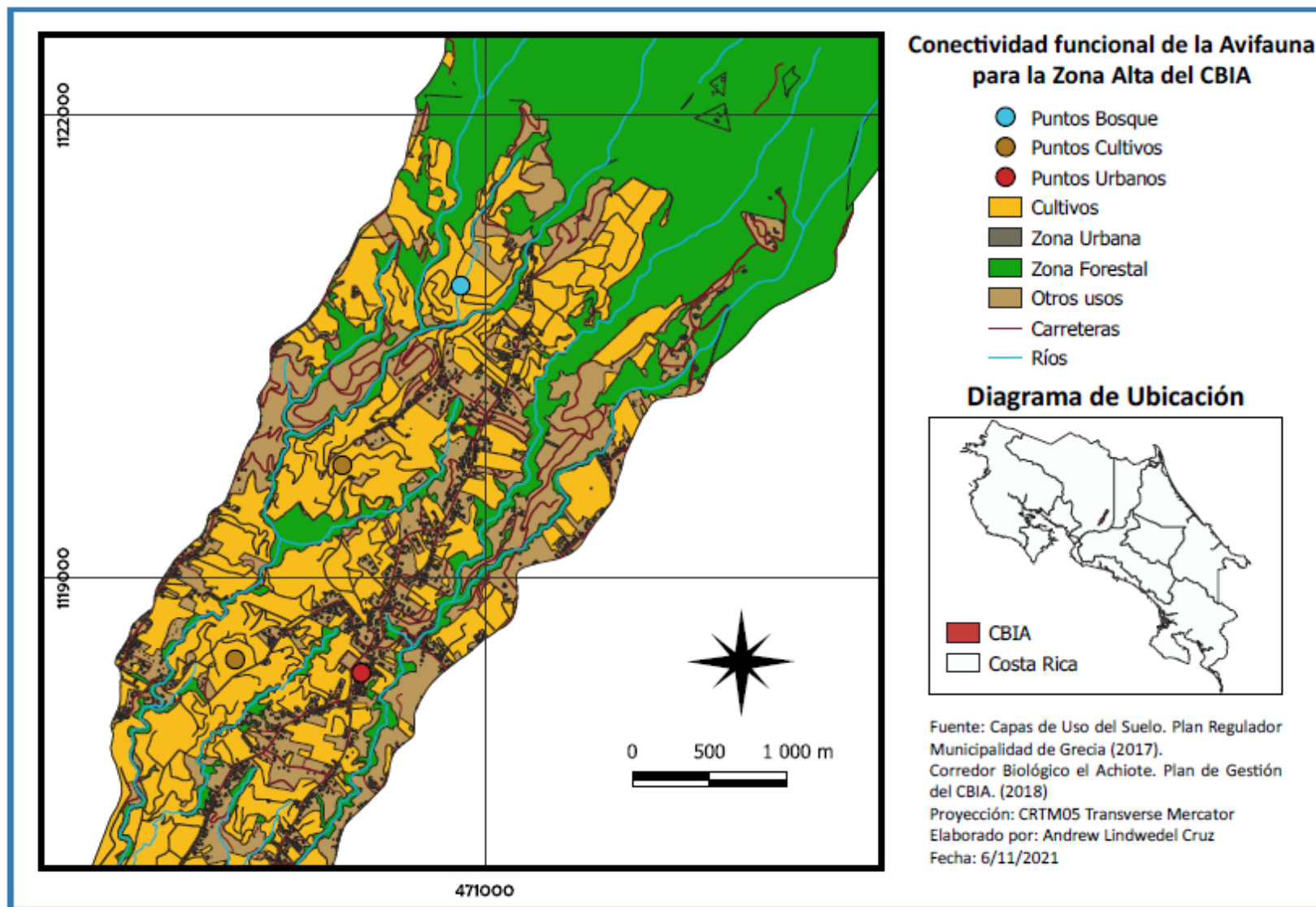


Figura 15. Sitios para la implementación de la conectividad funcional de la Avifauna en la Zona Alta del CBI A, Grecia 2021. Elaboración propia

5. Discusión

5.1 Variables Ecológicas

El estimador no paramétrico de Jackknife de la riqueza de aves silvestres, indica que el CBIA puede albergar hasta un total aproximado de 310 especies, lo cual podría estar relacionado con una alta variedad de hábitats dentro de los bosques, zonas abiertas y zonas urbanas. Lo anterior, coincide con la curva de acumulación de especies, en donde no se logra alcanzar una curva constante cuando se acumulan las especies de aves de los 10 sitios de muestreo. Sin embargo, Oreja *et al.*, 2010, indican en un estudio de aves, que este tipo de estimadores (Jackknife, Chao y Bootstrap), más bien subestiman la riqueza, y podrían considerarse como límites inferiores de la riqueza real de las especies dentro de un sitio.

Con respecto a la abundancia relativa calculada, el perico barbilaranja (*Brotogeris jugularis*), junto con el loro frentirroja (*Psittacara finschii*), fueron registradas como las especies de psitácidos más abundantes dentro del CBIA. Lo anterior, podría justificarse, por el hecho de que son una especie residente muy común en las zonas bajas e intermedias, que prefiere generalmente las áreas abiertas y semiabiertas bastante heterogéneas (Stiles y Skutch, 2007), pero que también pueden presentarse dentro de ecosistemas urbanos en altas densidades. En un estudio realizado por Solano (2016) en los parques de San José, se señala que precisamente estas dos especies son los psitácidos que predominan en las zonas urbanas, junto con otras especies como la paloma de Castilla (*Columba livia*), el zanate (*Quiscalus mexicanus*), la paloma aliblanca (*Zenaida asiatica*) y la viudita (*Thraupis episcopus*).

Dentro del CBIA el tipo de cobertura de uso del suelo urbano no es predominante, dado que también encontramos especies típicas de los sistemas agropecuarios como la paloma morada (*Patagioenas flavirostris*), el yigüirro (*Turdus grayi*), y la urraca parda (*Psilorhinus morio*), las cuales coinciden con el estudio hecho por (Enríquez y Sáenz,

2007), como especies abundantes. Los autores explican que este tipo de aves logran ser abundantes en los sistemas agropecuarios, debido a que pueden adaptarse y suplir sus requerimientos ecológicos, sobre todo cuando se cuenta con cercas vivas o sistemas silvopastoriles que aumentan la heterogeneidad del hábitat.

Por otra parte, la abundancia relativa teórica presenta resultados distintos a la abundancia relativa calculada. Por ejemplo, la reinita amarilla (*Setophaga petechia*) fue una de las especies más abundantes, ya que se puede encontrar en una gran variedad de hábitats como manglares, jardines urbanos, potreros, matorrales, áreas de crecimiento secundario, bordes de bosque, y campos agrícolas (Stiles y Skutch, 2007). Lo mismo aplica para las especies como el sotorrey chinchirigüí (*Cantorchilus modestus*), el zopilote (*Coragyps atratus*), el pecho amarillo (*Pitangus sulphuratus*), el sotorrey cucarachero (*Troglodytes aedon*), y el yigüirro (*Turdus grayi*), siendo especies muy comunes dentro del CBIA. Germain *et al.*, 2008, señala que las especies de aves que tienen la capacidad de colonizar diferentes tipos de hábitats, va en función a presentar una amplia distribución geográfica en primer lugar, y en segundo lugar por los requerimientos ecológicos que presentan (especies oportunistas), como encontrar varias fuentes de alimento, nidificar sin dificultades en varias estructuras (árboles, canoas, techos, edificios), lo cual facilita la colonización de muchos sitios.

La mayoría de especies de aves presentan una marcada preferencia por los hábitats abiertos, seguidos por los boscosos y por último los urbanos. Quiñones y Hernández (2017), indican que dicha preferencia se atribuye a las características que cada hábitat ofrece (variadas fuentes de alimento y refugio), junto con la distribución que presenta cada especie. En un estudio hecho por Agudelo *et al.*, (2021), señala que las especies asociadas a las áreas abiertas presentan rasgos generalistas, con una buena capacidad de utilizar diferentes recursos alimenticios, así como también presentan la capacidad de desplazarse por zonas fragmentadas. Además, en los resultados se destaca la presencia de muchas especies migratorias en zonas abiertas. Lo anterior, coincide con la investigación hecha por Guevara (2021), el cual indica que las especies migratorias evitan los interiores del bosque,

y prefieren las áreas alteradas en búsqueda de zonas próximas y accesibles de alimentación, refugio y descanso, lo cual aumenta la riqueza de aves en este tipo de hábitats.

Por otra parte, Wang *et al.*, 2014, señala que la diversidad de aves es grande en las zonas boscosas, debido a la compleja estructura vegetal que presenta, ya que incrementa la heterogeneidad del hábitat, por la presencia de plantas epífitas, y el sotobosque. Por su parte, Melo *et al.* (2020), aseguran que, en los bosques los árboles presentan diámetros de tronco mayores, lo cual presenta relación con las aves que forrajean y nidifican, ya que encuentran mayor disponibilidad de recursos, así como también cuentan con protección contra algunos organismos depredadores y variaciones ambientales, razones por la cual la riqueza de la avifauna es alta en estas zonas.

En cuanto a las zonas urbanas, la riqueza de aves observada fue la más baja. Leveau (2018), indica que los factores que afectan la riqueza avifaunística en las zonas urbanas, son principalmente la poca disponibilidad de hábitat y alimento aprovechable por la escasa vegetación, las variaciones en humedad y temperatura, y la cantidad de luz. Sin embargo, la ausencia de vegetación nativa es algo que también influye sobre la riqueza en las zonas urbanas (Carvajal *et al.*, 2019), así como también la no tolerancia al ruido antropogénico (Romeo, 2015), y el grado de urbanización con respecto a la densidad poblacional (Guachamín, 2021). Lo anterior, caracteriza a las especies de zonas urbanas por ser generalistas y altamente adaptables a los disturbios antropogénicos.

Con respecto al grado de dependencia al bosque, las especies de aves más abundantes en todos los tipos de cobertura, son las que presentan una dependencia intermedia, las cuales requieren de árboles asociados a las áreas abiertas (tipo 4), seguidos por las que son capaces de sobrevivir en parches fragmentados (tipo 3) y las de baja dependencia que no requieren de cobertura boscosa (tipo 5). Estos resultados fueron similares al estudio realizado por Sandoval (2019), el cual también presentó un mayor número de especies de aves con dependencias intermedias al bosque (atribuido por aves

migratorias), mientras que los tipos de dependencia baja y alta, fueron las que menos especies presentaron para la avifauna presente en Getsemaní, Heredia. Biamonte *et al.* (2011), explican que las especies con alta dependencia al bosque son raras, dado que la expansión agropecuaria dentro del Valle Central, junto con el desarrollo urbanístico, causaron una reducción de manera significativa en las coberturas del bosque secundario junto con las conexiones con otros bosques. Por esta razón, la mayoría de especies altamente dependientes, se confinan para el caso del CBIA, en la Reserva Forestal de Grecia.

Con respecto al efecto de la degradación del hábitat, en un estudio realizado por Sam *et al.*, (2014), se menciona que el rango de hogar de las especies de aves, puede explicar la manera por la cual pueden tolerar la fragmentación de hábitat, puesto que aves con rangos mayores a 100 ha, necesitan de parches boscosos más grandes para encontrar los recursos que necesitan (alimento y nido), por lo cual, tienden a ser las especies más vulnerables a la degradación del hábitat. Lo anterior, podría explicar la razón por la cual las especies con baja tolerancia están ausentes en el tipo de cobertura urbana, y tienden a ser muy escasas en los hábitats alterados del CBIA (cañales y cafetales), por lo que requieren de extensiones boscosas más grandes. Por otra parte, Gallardo (2021) explica que la degradación del hábitat, puede perjudicar de manera directa los servicios ecosistémicos de las aves entre los tipos de cobertura (dispersión de semillas, control de plagas y polinización), por lo cual es importante considerar medidas que garanticen su conservación.

Considerando los resultados de los gremios tróficos, cuya composición fue similar para todos los tipos de cobertura del CBIA, estos concuerdan con un estudio realizado por Vega *et al.* (2018), el cual obtuvo que, en una gran variedad de sitios con distinto grado de fragmentación y relación con efecto de borde, la disponibilidad de recursos alimenticios para las aves no varía (abundancia de artrópodos, semillas frutos, y flores). Así mismo, los insectívoros fueron el gremio de aves más abundante para todos los tipos de cobertura de uso del suelo dentro del CIBA. Peña y Morales (2016), indican que los gremios tróficos permiten obtener inferencias sobre el uso del hábitat, es por esto que la predominancia de

especies insectívoras en varios sitios, puede deberse a que la presencia de vegetación, la cual sirve como refugio para la artropofauna, recurso fundamental para el gremio (Chávez, 2017). Por su parte, resultados obtenidos por Zurita y Belloq (2012), indican que los insectívoros son exitosos, ya que presentan bastante abundancia y disponibilidad de alimento, el cual se mantiene constante a lo largo del año.

Por su parte, los frutos comprenden otro recurso fundamental en la dieta de muchas especies. La dominancia de especies frugívoras en varios tipos de cobertura, puede deberse a la presencia de especies de plantas ornitócoras, de las cuales muchas especies de aves oportunistas (no solamente frugívoros), se logran aprovechar (Estévez y Castaño, 2014). Estos resultados coinciden con el estudio realizado por Yañez *et al.* (2021), en el cual también se presenta la predominancia de los gremios frugívoros e insectívoros sobre ecosistemas de sabana y bosques de galería. Stratford & Pekerciođlu (2015) explican que los gremios insectívoros y frugívoros contribuyen a la complejidad paisajística de una zona, ya que la capacidad de disminuir el efecto de herbivoría por aves insectívoras, así como también la dispersión de semillas por aves frugívoras, permiten la recuperación y propagación vegetal de una forma efectiva. Sin embargo, en zonas urbanas menos complejas paisajísticamente, la composición de los gremios en el CBIA se comporta de una manera similar al resto de tipos de cobertura. Estos resultados coinciden parcialmente con estudios como Marigliano *et al.* (2009) y Coria *et al.* (2015), ya que en ambos estudios, son los insectívoros junto a los granívoros los gremios más abundantes, esto debido a la alta abundancia de especies como pinzones o palomas en las grandes ciudades.

En lo que respecta a los otros gremios tróficos, se puede mencionar que los nectarívoros fueron casi constantes en todos los tipos de cobertura, representados en su mayoría por especies de colibríes (familia Trochilidae). La presencia de aves nectarívoras, se relaciona mucho con la presencia de flores ornitófilas, ya que contribuye de forma significativa a su abundancia y distribución, las cuales tienden a ser abundantes en zonas de compleja vegetación (Estévez y Castaño, 2014). Por esta razón, en las zonas boscosas del CBIA, se favorece un poco más la presencia de especies de colibríes. Por su parte, los carroñeros fueron muy abundantes en todos los tipos de cobertura, representados más que

todo por dos especies: el zopilote cabeza negra (*Coragyps atratus*), y cabeza roja (*Cathartes aura*). Estos resultados coinciden con los de Fandiño (2017), el cual explica que estas 2 especies de aves son relativamente abundantes, dado que tienen la capacidad de volar sobre varios tipos de cobertura en busca de alimento (sobre todo en presencia de corrientes termales), y aprovecharse de la presencia de árboles y postes para perchar.

De la misma manera, las rapaces del gremio carnívoro también logran planear sobre distintos tipos de cobertura. Sin embargo, en los cañales del CBIA fue más frecuente encontrar especies de rapaces, sobre todo gavilanes, comparado a los demás usos del suelo. Estos resultados coinciden con López (2021), el cual señala en su estudio, que los agroecosistemas pueden proporcionar hábitats adecuados para las aves rapaces, dado que es más fácil encontrar animales presa, por lo que no es extraño encontrar una mayor abundancia de este gremio en hábitats alterados (campos agrícolas y pastizales), comparado con hábitats de bosque o inclusive urbanos.

Resultados de McQueen *et al.*, (2019), sugieren que las zonas urbanas favorecen la dominancia de aves generalistas, con una gran proporción de especies omnívoras que sobrepasa al resto de gremios tróficos. Sin embargo, para el CBIA la cantidad de especies omnívoras fue constante entre los tipos de cobertura, posiblemente porque pueden expandir su dieta a otros ítems como granos, frutos, insectos, y néctar, cuando hay escasez. A su vez, las especies granívoras también se mantuvieron constantes en todos los tipos de cobertura, las cuales, junto con los omnívoros, fueron los gremios más abundantes después de los insectívoros y frugívoros. Los granívoros basan su dieta en semillas, granos cultivados y material vegetal, el cual puede ser encontrado en diferentes hábitats (Carpio *et al.*, 2016). Además, Valdéz (2015) en su estudio, explica que las gramíneas también constituyen una fuente importante de alimento para las aves granívoras, y al ser especies herbáceas y perennes, tienen la capacidad de encontrarse en muchos tipos de cobertura, y suministrar alimento a lo largo del año. Estos datos pueden explicar como se posibilita la presencia de este gremio en varias zonas dentro del CBIA.

Para finalizar con respecto a los gremios tróficos, cabe señalar que los gremios más raros dentro del CBIA fueron los piscívoros y folívoros. Varios estudios concuerdan en que las aves piscívoras son más frecuentes en cercanías a cuerpos de agua, más que todo por proveer alimentación, estadía y reproducción (Gómez *et al.*, 2016). Sin embargo, para el CBIA, los bosques de ribera constituyen el único hábitat acuático principal para estas especies de martines pescadores. Por otra parte, se concuerda con el estudio de Botero y García (2011), en que la folivoría en las aves es un hábito infrecuente y poco documentado en aves, posiblemente por el alto contenido de fibra presentes en las hojas, las cuales son difíciles de metabolizar, sobre todo cuando la actividad de las aves demanda mucha energía. Es por esto que dentro del CBIA, solamente 2 especies de sinsontes (*Saltator coerulescens* y *Saltator maximus*), así como la codorniz crestada (*Colinus cristatus*), presentan este tipo de dieta, junto con otras 6 especies (Psittacidae y Columbidae), que pueden ampliar su dieta a este tipo de ítem.

Según el uso de hábitat registrado para el CBIA, no se encontraron diferencias en cuanto a los comportamientos de las aves entre tipos de cobertura, aunque sí entre los tipos de comportamiento. Iglesias (2016), presentó resultados similares en su investigación, en donde el forrajeo y el canto fueron los comportamientos mayormente observados en las especies de aves, mientras que la anidación e inactividad (percha o descanso) fueron las menos frecuentes. El forrajeo, constituye el comportamiento más dominante, sobre todo en los sitios de bosque, ya que la búsqueda de alimento es vital para las aves. En los ambientes urbanos, las aves que logran adaptarse pueden presentar diversas formas de forrajeo, lo cual depende del hábitat específico y la estratificación de los recursos en el medio vegetal, así como también de sus aspectos anatómicos y morfológicos (Cortés, 2016). Sin embargo, en los sitios más boscosos, Mangini (2018) en su estudio, explica que muchas especies optan por formar bandadas mixtas como estrategia de forrajeo, en donde el recurso alimenticio se reparte entre las especies a lo largo de los estratos vegetales, lo que les permite forrajear de una manera más segura y efectiva. Lo descrito anteriormente, fue muy observado dentro del bosque secundario del CBIA, donde especies como la tangara de monte (*Chlorospingus flavopectus*), la candelita pechinegra (*Myioborus miniatus*), el sotorrey de selva

(*Henicorhina leucophrys*), así como especies de reinitas (*Setophaga sp.*), son las que tienden a formar las bandadas mixtas, haciendo del forrajeo, un comportamiento más común de observar en los sitios boscosos.

Seguido del forrajeo, el canto es otro comportamiento común para las aves en todos los sitios. Se sabe que el canto es la principal forma de comunicación entre las aves, cuya función puede ser reproductiva (para mantener unida a la pareja o grupo familiar), o territorial (en defensa de nido o alimento) (Escalante, 2013). Además, muchos estudios afirman que el canto de las aves puede variar respecto al ruido, sobre todo dentro de los ambientes urbanos, como lo demuestra Ruíz (2021) en un estudio reciente. No obstante, casi todas las especies de aves, fueron escuchadas cantando dentro de todos los tipos de cobertura del CBIA (incluyendo los más alterados), puesto que es una necesidad que presentan.

El comportamiento de paso a su vez, tampoco presentó diferencias entre los tipos de cobertura. Para los ambientes urbanos, las ciudades que presentan parques o zonas verdes, así como corredores ribereños, son las que logran mitigar el efecto de barrera del paisaje, y permitir el desplazamiento de las aves, ya que son pocas las que predominan en las urbes, provocando homogeneización de la fauna (García *et al.*, 2019). Sierra *et al.*, (2021), menciona, que muchas aves utilizan las zonas de paso donde hay vegetación asociada en los hábitats más fragmentados, y que son pocas las que logran atravesar campos abiertos. Lo anterior, puede explicar por qué dentro de las zonas urbanas y cañales del CBIA, el paso sea un comportamiento más notable en las especies, dado a que son sitios que no ofrecen tanta disponibilidad de recursos.

Finalmente, para los comportamientos reproductivos, estos fueron los más raros de observar dentro de los tipos de cobertura, aunque en la zona urbana fue un poco más frecuente encontrar anidación. Pope *et al.* (2013), explica que la depredación de nidos es un factor clave que incide sobre el éxito reproductivo, ya que en su estudio realizado sobre

nidificación de una especie de vireo en área boscosa, menciona que varias especies de serpientes, mamíferos y otras aves depredan sus nidos. Es por esto, que quizá la ausencia de varios depredadores en las zonas urbanas, permita que estos comportamientos sean más comunes de observar, aparte de que la capacidad de detectar nidos se vuelve más fácil dentro de este tipo de hábitats.

Para las categorías de amenaza registradas de las especies de aves del CBIA, afortunadamente casi todas se encuentran en estado de preocupación menor según la UICN, aunque siempre es importante implementar medidas que favorezcan su conservación y eviten el descenso de sus poblaciones. No obstante, de las especies más amenazadas, dos son psitácidos (*Eupsittula canicularis* y *Amazona auropalliata*). Padilla (2021), explica que, en el mercado y tráfico ilegal de fauna, se ejerce una fuerte presión sobre los psitácidos, ya que están entre las especies más vendidas y relativamente fáciles de obtener, sobre todo porque los mantienen como animales de compañía o mascotas. Un ejemplo de esto, es la investigación realizada en México por Buenrostro y García (2021), para la ciudad de Puerto Escondido, Oaxaca, donde se contabilizó un total de 245 psitácidos obtenidos de forma ilegal, provenientes de 195 propietarios, en donde se registró que *Eupsittula canicularis* fue la especie en cautiverio más común.

Aparte del tráfico ilegal de fauna, la pérdida de hábitat constituye otra principal causa de amenaza para muchas especies de aves. Un ejemplo de esto es el quetzal (*Pharomachrus mocinno*), el cual está catalogada en muchos países como especie en Peligro de Extinción (González *et al.*, 2021). Lo anterior, se debe a que son especies que realizan migraciones altitudinales, donde ocupan áreas boscosas que presenten hábitats con frutos de especies de Lauráceas, así como árboles dominantes en el dosel para la anidación (entre 25 y 60 m de alto) (Solórzano, 2010), los cuales se han ido perdiendo o fragmentando. De una manera similar, el pinzón cafetalero (*Melospiza cabanisi*) se enfrenta a la misma amenaza dentro del CBIA, la cual es de suma importancia, ya que es una de las especies de aves endémicas sólo para Costa Rica (Asociación Ornitológica de Costa Rica, 2020). Esta especie se distribuye sólo dentro del Valle Central, en donde se sigue

experimentando fragmentación y pérdida de hábitat de charrales, tacotales y cafetales, los cuales constituyen sus hábitats principales, y lamentablemente muchos son convertidos en usos del suelo urbanos (Muñoz *et al.*, 2021). Por lo tanto, es importante tomar medidas de manejo a nivel del corredor, para mejorar la conectividad funcional de las aves, considerando los tipos de cobertura de usos del suelo.

5.2. Variables Espaciales

Para la comparación entre los sitios de muestreo con respecto a la comunidad avifaunística asociada, el grupo C (bosques de ribera y cafetal sombreado) fue el que presentó la mayor cantidad de especies de aves. De las 144 especies registradas en este grupo, 104 logran traslaparse a otros sitios con coberturas distintas. El mayor traslape de especies de aves, ocurre entre los sitios del grupo C, con el grupo B (57 especies), el cual corresponde a los sitios más alterados (urbanos y cañales). Este traslape, indica que la mayoría de estas especies de aves son generalistas, y presentan una alta capacidad de buscar diferentes opciones de recursos ecológicos en sitios diferentes (Londoño, 2011). Además, los bosques de ribera se encuentran anexos a los demás tipos de cobertura dentro del CBIA, lo que permite un traslape de especies mucho mayor. Lo anterior, concuerda con los resultados obtenidos por Agudelo *et al.* (2021), donde las aves de los sitios urbanos y periurbanos, logran utilizar también gran variedad de áreas abiertas para encontrar recursos, y los bordes de bosque y las quebradas los utilizan principalmente para su desplazamiento a lo largo del paisaje.

De la misma manera, el sitio con cafetal sombreado presenta un porcentaje de similitud muy elevado en la composición avifaunística con respecto a los bosques de ribera. Sánchez *et al.* (2020), explica en su estudio, que los cafetales con sombra actúan de manera similar a un bosque, que suplementa los recursos para gran cantidad de especies de aves, al presentar una estructura vegetal más compleja, cuya práctica es vital para conservar la biodiversidad en los paisajes agrícolas. Similarmente, los sitios del grupo A (bosque secundario) también presentan una riqueza elevada con 84 especies de aves, de las cuales

29 se restringen al bosque, y el resto presentan traslape con el resto de sitios. En el estudio realizado por Maglianesi (2010) dentro de la Reserva Forestal Grecia, se explica que la presencia de varias especies de aves en este sitio se da por la heterogeneidad de hábitat que ofrecen los bosques, al ofrecer una mayor variedad de recursos alimenticios y habitacionales, resaltando que la comunidad vegetal influye de manera significativa en la distribución de las especies faunísticas.

Por último, los sitios del grupo B (cañales y zonas urbanas) son las que presentan la menor riqueza de aves. Únicamente presentan 3 especies restringidas de las 88 en total, las cuales son la paloma de castilla (*Columba livia*) y el gorrión (*Passer domesticus*), encontradas sólo en zonas urbanas, junto con la codorniz moteada (*Colinus cristatus*), específica para el cañal. En un estudio realizado por Valdiri (2021), se menciona que la baja riqueza encontrada en los cañaverales, se debe a razones como: una baja estructura y diversidad vegetal, el uso de agroquímicos, y el aprovechamiento intensivo de la producción agrícola. Las razones anteriores se cumplen para el sitio del cañal de la Cooperativa Victoria, el cual no presenta casi vegetación asociada, y cuando se realiza la zafra, el suelo queda desnudo por completo, aparte de que, dentro del mismo cañal, fluyen residuos del tratamiento del azúcar producidos de la Cooperativa, lo cual genera malos olores y afecta la calidad del agua. Además, como se discutió anteriormente, para las zonas urbanas son pocas las especies que logran adaptarse a estos entornos, las cuales se caracterizan por ser especies generalistas y presentar una alta tolerancia a los disturbios antropogénicos.

Para las variables de estructura vegetal relacionados con el componente arbóreo, únicamente el porcentaje de cobertura del dosel resultó significativo para la diversidad de las aves. La vegetación arbórea influye en la disimilitud de las comunidades de aves asociadas a los diferentes tipos de cobertura de uso del suelo, ya que los sitios más boscosos y arbolados del CBIA, son los que más riqueza presentan. Ugalde *et al.* (2012), determinó en su estudio, que la diversidad avifaunística se relaciona de manera positiva con la cobertura de los árboles, así como también del DAP y la altura. Sin embargo, en un

estudio realizado por Zuluaga y Martínez (2021), no se logra determinar una relación entre la estructura de los árboles, con respecto a la diversidad avifaunística.

Por otra parte, se encontró que la riqueza arbórea tampoco influye de forma significativa sobre la diversidad de aves. Lo anterior podría explicarse ya que la riqueza no varía muchos entre los tipos de cobertura, por ejemplo, el bosque secundario presenta una dominancia de cipreses y robles, mientras que en otros tipos de cobertura como los cafetales, se presentan más especies pero con una diferencia mínima y en poca abundancia. Aun así, muchos estudios afirman que la alta diversidad florística favorece también la diversidad avifaunística, ya que logran sustentar los requerimientos de hábitat (Zuluaga y Martínez, 2021). Almazán *et al.* (2016), menciona que ciertas especies de flora en un sitio, favorecen el aumento de la riqueza de las aves. En algunos sitios dentro del CBIA, se identificaron varias especies de árboles frutales que favorecen la presencia de muchas especies de aves, entre los cuales están el güitite (*Acnistus arborescens*), el jocote (*Spondias purpurea*), el níspero (*Eriobrotrya japonica*), la guaba (*Inga sp.*), el higuerón (*Ficus sp.*) y el dama (*Citharexylum macradenium*).

En cuanto a las variables asociadas a la vegetación arbustiva (altura y porcentaje de cobertura), de acuerdo con el CCA, solamente la altura mostró un aporte significativo en cuanto a la diversidad de aves asociada entre los sitios de muestreo. En el estudio de Ugalde *et al.*, (2012), también fueron consideradas estas variables, en donde no se obtuvo un aporte significativo dentro del análisis para la diversidad de las aves. Sin embargo, en otro estudio realizado por MacGregor y Schondule (2011), se menciona que la riqueza y abundancia de aves es mayor en sitios donde se incrementa la cobertura herbácea y arbustiva, por lo cual recomiendan permitir su crecimiento, sobre todo dentro de las áreas urbanas.

Por otro lado, la altitud de los sitios de muestreo si refleja un peso importante sobre la diversidad de aves. Esto puede deberse a que los sitios boscosos son los que presentan

mayores altitudes dentro del CBIA, confinando una gran cantidad de especies dentro de la Reserva Forestal de Grecia (Sector Bosque del Niño), mientras que en las altitudes más bajas predominan los usos del suelo urbanos, principalmente el centro de Grecia, donde la riqueza de aves disminuye significativamente. Estos resultados también coinciden con el estudio de Escalante (2020), el cual identificó una relación positiva para la diversidad de aves conforme el gradiente de elevación, en donde los bosques más diversos fueron los que mayor altitud presentaban. Jaime *et al.* (2016), explica que la precipitación y la estructura vegetal son las variables que explican el cambio de diversidad a lo largo de un gradiente altitudinal. Además, Ávila (2018) en su estudio menciona que la topografía y el clima, permiten que las regiones montañosas alberguen una mayor cantidad de especies, sobre todo cuando muchas se restringen a este tipo de hábitats en los bosques montañosos.

Finalmente, en lo que respecta al uso de los estratos vegetales verticales, se encontraron más especies de aves utilizando los estratos medios y altos en todos los tipos de cobertura de uso del suelo. Fernández (2014), explica que la distribución vertical de las aves, se relaciona con los requerimientos específicos de la especie, según: el sitio de anidación, tipo de alimentación, estrategias de captura de alimento y uso del microhábitat. Los resultados obtenidos concuerdan con los de Iglesias (2016), en donde las aves utilizan mayormente el estrato arbóreo, y en menor medida los estratos más bajos como el herbáceo y arbustivo. Además, Nolzco (2012), indica que las aves que utilizan los estratos vegetales bajos son principalmente granívoras. Esta afirmación se cumple para casi todos los tipos de cobertura de uso del suelo del CBIA, ya que principalmente especies como semilleros (Passerellidae), palomas (Columbidae) y pinzones (Passeridae/Cardinalidae), fueron observados en los estratos vegetales más bajos de los cañales, cafetales y zonas urbanas, aparte de otras especies insectívoras como sotorreyes (Troglogytidae) y codornices (Odontophoridae/Cracidae) más típicas del sotobosque.

Por otro lado, se coincide con Fernández (2014), en que las familias de aves frugívoras e insectívoras son las que principalmente utilizan los estratos medios y altos (principalmente Turdidae, Tyrannidae, Parulidae, Thraupidae e Icteridae), mientras que las

nectarívoras (Trochilidae), se mantienen en los estratos bajos. Cabe destacar, que en el estrato medio también se percibe traslape entre las especies que utilizan los estratos bajos y altos, lo que permite un mayor registro de especies en este nivel de vegetación. Por último, las especies que no utilizan ningún sustrato son las que se mantienen en vuelo o planeando sobre los tipos de cobertura (Accipitridae, Cathartidae, Falconidae, Hirundinidae), sobre todo porque es la principal estrategia que utilizan para encontrar más fácilmente el recurso alimenticio (Julivert, 2013).

5.3. Lineamientos de Manejo

Implementar en las zonas urbanas la conectividad estructural, lleva consigo la regulación de condiciones microclimáticas (radiación, temperatura, humedad, gases), así como el disminuir la escorrentía, evitar la erosión del suelo y favorecer el paso de la fauna (Castillo y Armando, 2015). Sin embargo, se deben considerar algunas características en la vegetación como el aporte estético que aportan los árboles por su floración, los posibles daños que pueden ser evitados a la infraestructura urbana (aceras, techos, tendido eléctrico), y la sombra. Además, si se encuentran en espacios más reducidos o cerca de infraestructura o aceras, es recomendable usar especies arbustivas o arbóreas más pequeñas (Morales *et al.*, 2012). Por otro lado, Guzmán (2016), menciona que también se considera generar diferentes tipos de estratos vegetales a nivel vertical, utilizando especies arbustivas, arbóreas y hasta epífitas, para una mayor atracción faunística, lo cual incluye mamíferos, insectos y aves.

Por otro lado, dentro de las zonas urbanas también se deben tomar en cuenta las propiedades privadas, ya que la configuración de muchos jardines depende de los gustos de los propietarios. Las especies de plantas que predominan tienden a ser utilizadas para usos tanto ornamentales como medicinales, lo cual convierte este tipo de espacios en reservorios importantes de plantas exóticas y naturalizadas (Mendoza *et al.*, 2011). Como estos espacios son más privados, una manera de abordar esta estrategia podría ser a través de la

divulgación de charlas o publicidades, en donde se brinde información para los propietarios del uso de estos espacios para el aprovechamiento de la avifauna, junto con todas las ventajas que esto conlleva

Para mitigar el efecto de la fragmentación del paisaje, el fomento de la conectividad estructural en áreas abiertas trae consigo beneficios potenciales en materia de conservación. Algunas de estas ventajas, son incentivar el establecimiento, refugio, persistencia, y alimento a numerosos grupos faunísticos (aves, insectos, reptiles y mamíferos), promover la atracción de depredadores, albergar especies vegetales que puedan dispersarse a otras áreas, funcionan como barreras o filtros para plantas y animales entre usos del suelo, mejoran las condiciones microclimáticas, previene la erosión, y por supuesto, mejora el desplazamiento de las especies dentro del paisaje (Martínez *et al.*, 2007).

La diversidad vegetal en las cercas vivas, influye drásticamente en la conservación de las especies faunísticas que pueden hacer uso de ellas (Garbach *et al.*, 2010), y constituye uno de los métodos más comunes para establecer conectividad en áreas abiertas. Para la selección de las especies que van a componer una cerca viva, es importante tomar en cuenta que sean especies nativas y adaptables, que no sean especies tóxicas para los animales, presenten disponibilidad de material para su propagación (semillas, estacas, plántulas), y que provean alimento y refugio para los animales (Villanueva *et al.*, 2005).

Con base en los potreros y campos arbolados, Villanueva *et al.* (2013), indica que, para ambientes como fincas ganaderas, muchos árboles pertenecen a un número reducido de especies, las cuales son mantenidas por los propietarios gracias a la obtención de productos como madera de aserrío, sombra, forraje para ganado o frutas, así como por su facilidad de dispersión de semillas y la belleza escénica. Por otro lado, Watton *et al.*, (2018), considera que las especies arbóreas para zonas de cultivo, deben cumplir los criterios como aportar al enriquecimiento del suelo (nitrógeno, potasio, fósforo, calcio), proporcionar sombra,

reducir la erosión, tolerar la precipitación y temperatura media local, que sean melíferos y proporcionen recursos alimenticios para la fauna.

Sin embargo, la cobertura arbórea que se maneja en estas zonas, se influencia por muchos factores socioeconómicos como la disponibilidad de mano de obra para el aprovechamiento y manejo, o más drásticamente el cambio en el uso del suelo de acuerdo a las necesidades, ya sea convertir un charral a un campo de cultivo, o una finca productiva (leche o carne), reduciendo las áreas con cobertura vegetal. Otros factores que perturban la cobertura, son el manejo químico de eliminar las malezas y plagas, ya que afecta poblaciones de insectos polinizadores y las especies pioneras de regeneración natural, así como también las incorrectas prácticas de poda y selección de árboles, afectando la distribución y abundancia de la cobertura arbórea (Sánchez et al., 2004).

Para la cobertura boscosa del CBIA, estos mosaicos del paisaje proveen un valor incalculable de servicios ambientales, entre los cuales se incluye la regulación y calidad del agua, la regulación climática, polinización, control de plagas y enfermedades, proveen refugio, alimento, combustible, brindan estabilidad a los suelos, y son los principales reservorios de la biodiversidad terrestre. Por su parte, los bosques de ribera funcionan como intermediarios del intercambio de energía, agua y nutrientes que ocurre entre el ambiente acuático y terrestre, junto con todos los beneficios mencionados anteriormente (Sunderland, 2017).

No obstante, los bosques de ribera han sufrido mucha degradación por cambios en el uso del suelo, ya que la presión sobre la tierra por motivos agropecuarios o urbanísticos, genera impactos como inundaciones, que a su vez trae consigo muertes de animales, pérdida de cultivos e infraestructura (Lopreto, 2018). La vegetación de ribera también juega un papel importante no sólo como corredor biológico, sino también a nivel de la cuenca hidrográfica, ya que trae beneficios como reducir sustancialmente el volumen del caudal por precipitaciones, moderar las variaciones mínima y máxima del caudal, evitar la erosión

y garantizar mayor estabilidad en el suelo, así como reducir la sedimentación Urquijo (2003).

Los bosques secundarios logran cumplir funciones ecológicas importantes, tales como la regulación del ciclo hidrológico, captura de carbono, regulación del clima, provisión de agua, y la conservación de una alta diversidad biológica (Seppelt *et al.*, 2011). Sin embargo, a pesar de su importancia, los bosques se encuentran muchas veces degradados en su funcionamiento y fragmentados en su estructura y composición, debido a la expansión de la agricultura y el crecimiento demográfico, lo que provoca la reducción de las zonas forestales mediante los cambios de uso del suelo (Fernández *et al.*, 2013).

6. Conclusiones

Para el CBIA se identificaron 196 especies de aves, aunque las estimaciones de riqueza señalan que el corredor puede albergar hasta 310 especies o inclusive más. Entre las especies más comunes se destacan el sotorrey chinchirigüí (*Cantorchilus modestus*), el zopilote (*Coragyps atratus*), el pecho amarillo (*Pitangus sulphuratus*), el loro frentirroja (*Psittacara finschii*), el yigüirro (*Turdus grayi*), y el perico barbinaranja (*Brotogeris jugularis*). Sin embargo, el loro frentinaranja (*Eupsittula canicularis*), la lora de nuca amarilla (*Amazona auropalliata*), así como también el pinzón cafetalero (*Melozone cabanisi*) y el quetzal (*Pharomachrus mocinno*) fueron identificadas como las especies más amenazadas, por razones como baja abundancia, tráfico ilegal, cacería y pérdida de hábitat

De las especies totales del corredor, la mayoría presentan preferencias marcadas por las áreas abiertas y alteradas, ya que muchas presentan rasgos generalistas (en alimentación y nidificación), y tienen la capacidad de desplazarse por zonas fragmentadas, mientras que las zonas urbanas se mantuvieron con una riqueza más baja. Por estas mismas razones, el

grado de dependencia al bosque dominante en estas especies fue del tipo intermedio, al igual que el efecto de degradación del hábitat, ya que las especies en su mayoría se asocian a áreas como arboledas despejadas o parches de bosque fragmentados, y no requieren de grandes extensiones de bosque.

En cuanto a los gremios tróficos, los insectívoros y frugívoros fueron los dominantes en todos los tipos de cobertura, dada la abundante disponibilidad de alimento, seguido de los gremios granívoros y omnívoros. De la misma manera, el uso del hábitat estuvo dominado por comportamientos de forrajeo y canto, dada la necesidad que presentan las especies de encontrar alimento y comunicarse constantemente.

Por último, en cuanto a las variables espaciales, los sitios más boscosos y arbolados del CBIA, son los que más riqueza de aves presentan, principalmente los cafetales sombreados y los bosques de ribera, al estar anexos a otros tipos de cobertura. Sin embargo, de las variables de estructura vegetal únicamente la cobertura del dosel y la altura arbustiva responden de forma significativa a la disimilitud que existe entre los ensambles de aves. De la misma forma, la altura también presenta significancia, dado a que los sitios boscosos con mayor diversidad se confinan en la parte alta del CBIA. Finalmente, el uso de estratos verticales presentó una marcada preferencia por los estratos medios y altos, esto debido al tipo de alimentación, forrajeo, lugar de nidificación y percha que frecuentan las aves en los diferentes tipos de cobertura.

7. Recomendaciones

1. Aunque el tiempo de muestreo abarcó varias épocas (seca, lluviosa, reproductivas y migratorias), el número de especies encontradas es menor al que aparentemente se pueden reportar para el corredor, por lo que es importante realizar mayores esfuerzos de muestreo, con el fin de coleccionar datos de riqueza más concisos.
2. La mayoría de especies del CBIA se mantienen bajo preocupación menor, sin embargo, es recomendable mantener un monitoreo de las especies que se encuentran amenazadas, y promover medidas para favorecer su conservación.
3. Implementar los lineamientos de manejo descritos (calles arboladas, zonas verdes, jardines y muros verdes, cercas vivas, campos arbolados y reforestación), favorecería la conectividad funcional de la avifauna a lo largo del corredor entre los diferentes tipos de cobertura, disminuyendo el impacto que presentan principalmente las extensas zonas de cultivo dentro del corredor.
4. Referido en el punto anterior, otra ventaja es que se lograría aumentar la disponibilidad de recursos para las aves a lo largo del corredor, lo cual favorece principalmente a aquellas especies que son más vulnerables al efecto de la degradación del hábitat.
5. Es preferible utilizar datos de vegetación más completos dentro del corredor, para identificar algún efecto de asociación que presenten sobre la avifauna en los diferentes tipos de cobertura. Esto debido a que los perfiles de vegetación realizados no fueron tan representativos como para obtener una cantidad suficiente de datos.
6. Es importante resaltar el alto grado de diversidad avifaunística que albergan los cafetales con sombra junto con los bosques de ribera, ya que son los tipos de cobertura que más especies alojan por fuera de la RFBN. Por lo tanto, su implementación dentro de las medidas de manejo es esencial dentro del corredor.
7. Para la implementación de las medidas de manejo, es fundamental la participación de varios actores como el comité del CBIA, el SINAC, la Municipalidad de Grecia, la

Cooperativa Victoria, junto con algunas instituciones educativas que pongan en práctica dichos lineamientos, promoviendo de esta manera la ciencia ciudadana.

8. Referencias

- Adriaensen F., Chardon, J., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233-247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Agudelo-Rendón, D., Rendón-Gutiérrez, N., Cadavid-Ramírez, A. C., Choperena-Palencia, M. C., Arias-Monsalve, C. S., & Gómez, D. A. (2021). Composición del ensamblaje de aves en una zona periurbana de Medellín, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA*, 13(1), e782-e782.
- Almazán-Núñez, R. C., Eguiarte, L. E., Arizmendi, M. del C., Corcuera, P. (2016). Myiarchus flycatchers are the primary seed dispersers of *Bursera longipes* in a Mexican dry forest. *PeerJ*, 4, e2126. <https://doi.org/10.7717/peerj.2126>
- Alonso-F., A. M., Finegan, B., Brenes, C., Günter, S., & Palomeque, X. (2017). Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador / Evaluation of structural and functional connectivity in the Podocarpus-Yacuambi conservation corridor, Ecuador. *Caldasia*, 39(1), 140-156. JSTOR. <https://www.jstor.org/stable/90009030>
- Alvarado, A.; Guajardo, F.; Devia, S. (2014). Manual de plantación de árboles en áreas urbanas. CONAF.
- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). En *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (pp. 1-15). American Cancer Society. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Armenteras, D., & Vargas, O. (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: Acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1Supl), 229-239. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1Supl.50848>
- Assandri, G., Bogliani, G., Pedrini, P., & Brambilla, M. (2017). Assessing common birds' ecological requirements to address nature conservation in permanent crops: Lessons from Italian vineyards. *Journal of Environmental Management*, 191, 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.071>

- Ávila-Sánchez, P; Sánchez-González, A; Catalán-Heverástico, C; Almazán-Núñez, R; JiménezHernández, J. (2018). Patrones de riqueza y diversidad de especies vegetales en un gradiente altitudinal en Guerrero, México. *Polibotánica*. 45:101-113.
- Babí Almenar, J., Bolowich, A., Elliot, T., Geneletti, D., Sonnemann, G., & Rugani, B. (2019). Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, 189, 335-351. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.004>
- Bailey, S.-A., Horner-Devine, M. C., Luck, G., Moore, L. A., Carney, K. M., Anderson, S., Betrus, C., & Fleishman, E. (2004). Primary productivity and species richness: Relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecography*, 27(2), 207-217. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03631.x>
- Barlow, J., Peres, C. A., Henriques, L. M. P., Stouffer, P. C., & Wunderle, J. M. (2006). The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biological Conservation*, 128(2), 182-192. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.028>
- Barquero, D. (2018). Lineamientos para la arborización de las zonas verdes públicas de la parte baja de San Rafael de Heredia, Costa Rica, considerando especies vegetales que suministren recursos a la avifauna [Tesis de Licenciatura]. Universidad Nacional.
- Bennett, A. F. (1999). *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Lucn. <https://portals.iucn.org/library/node/7500>
- Bennett, A. F., & Blanch, J. M. (2004). *Enlazando el paisaje: El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. Lucn. <https://portals.iucn.org/library/node/8837>
- Biamonte, E., Sandoval, L., Chacón, E., & Barrantes, G. (2011). Effect of urbanization on the avifauna in a tropical metropolitan area. *Landscape Ecology*, 26(2), 183-194. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9564-0>
- Bilenca, D. N., & Codesido, M. (2000). A comparison of strip transects and fixed-radius point counts for a bird community in a semiarid chaco forest. *El Hornero*, 15(2), 85-91. <https://core.ac.uk/reader/70307020>

- Bolaños, R.; Watson, V., y Tosi, J. 2005. Mapa ecológico de Costa Rica (Zonas de Vida), según el sistema de clasificación de zonas de vida del mundo de L.R. Holdridge), Escala 1:750 000. Centro Científico Tropical, San José, Costa Rica.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Ecología numérica con R, Texto original*. Springer-Verlag. <https://www.springer.com/gp/book/9781441979766>
- Botero-Delgadillo, E., & García, J. M. (2011). Consumo de hojas en folívoros facultativos y aves no folívoras: ampliando el conocimiento sobre la dieta de *Saltator maximus* (Thraupidae) y *Elanus leucurus* (Accipitridae). *Boletín SAO*, 20(2), 46-51.
- Braga, J. A. (2021). Diseño experimental: Un enfoque en las ciencias agrarias. *Notas de Campus*, (1).
- Burel, F., & Baundry, J. (2002). *Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones*. Ediciones Mundi-Prensa.
- Caballero, D. (2013). *Gremios tróficos y modelos de anidamiento de los ensamblajes de aves del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba* [Thesis, Universidad Central «Marta Abreu» de Las Villas].
<http://dspace.uclv.edu.cu:8089/xmlui/handle/123456789/1816>
- Calvo-Obando, A. J. (2009). Determinación de Índices de Fragmentación y Modelamiento de la Conectividad en los Corredores Biológicos de Costa Rica.
<https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/5678>
- Campos, R. G., & Zucker, J. R. (2004). Una nueva localidad para la Reinita cabecigualda (*Dendroica occidentalis*: Parulidae) en Costa Rica. *ZELEDONIA*, 8(1), 30.
- Cárdenas, G., Harvey, C. A., Ibrahim, M., & Finegan, B. (2003). Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)*, 10, 8.
- Carignan, V., & Villard, M.-A. (2002). Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78(1), 45-61.
<https://doi.org/10.1023/A:1016136723584>
- Casas Cardoso, G., & Veitía, N. (2008). Aplicación de métodos de comparaciones múltiples en Biotecnología Vegetal. *Biotecnología Vegetal*, 8(2).
- Castillo Conto, G. I., & Monterrey López, N. A. (2015). *Diversidad de aves del sotobosque en la estación biológica Juan Roberto Zarruk, Reserva Natural Datanlí – El*

- Diablo, Jinotega* [Engineer, Universidad Nacional Agraria, UNA].
<https://repositorio.una.edu.ni/3226/>
- Castillo Rodríguez, L., & Armando Ferro Cisneros, S. (2015). *La problemática del diseño con árboles en vías urbanas: verde con respaldos negros*. *Arquitectura y Urbanismo*, 36(1), 5-24.
- Celis, J. (2008). *Caracterización del Bosque de Ribera de las Subcuencas del Río Úyus, El Progreso y Río Hondo, Zacapa en la Región Semiárida del Valle del Motagua*. (Trabajo de Graduación, Área Integrada). USAC. Agronomía, Guatemala, GT.
- Cerra, J. F., & Crain, R. (2016). Urban birds and planting design: Strategies for incorporating ecological goals into residential landscapes. *Urban Ecosystems*, 19(4), 1823-1846. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0570-0>
- Chamorro, A., Giardino, J. R., Granados-Aguilar, R., & Price, A. E. (2015). Chapter 7—A Terrestrial Landscape Ecology Approach to the Critical Zone. En J. R. Giardino & C. Houser (Eds.), *Developments in Earth Surface Processes* (Vol. 19, pp. 203-238). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63369-9.00007-0>
- Chavarría, R. A. V. (2021). *Sanidad forestal y potencial de arborización de áreas urbanas del distrito central de san ramón, alajuela, costa rica*. 133.
- Chávez, G., & Velázquez, A. (2004). Abundance and distribution of the Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*) in a temperate coniferous forest. *Journal of Field Ornithology*, 75(4), 345-352. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-75.4.345>
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., & Gorley, R. N. (2008). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: Similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 56-69. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.009>
- COBRI-SURAC. (2007). *Corredor Biológico Riverero Interurbano Subcuenca Reventado-Agua Caliente, interconectando ecosistemas naturales y urbanos*. [Ficha técnica]. http://www.sinac.go.cr/corredoresbiologicos/documentacion/accvc/cb_cobrisurac.pdf
- Codesido, M., & Bilenca, D. (2011). *Los pastizales y el servicio de soporte de la biodiversidad: Respuesta de la riqueza de aves terrestres a los usos de la tierra en la provincia de Buenos Aires. Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, Herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Universidad de Buenos Aires, 2011, 511-526.

- Codesido, M., Fischer, C. M. G., & Bilenca, D. (2008). Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana... *Ornitología Neotropical*, 19, 575-585.
- Colorado Zuluaga, G. J., Vásquez Muñoz, J. L., & Mazo Zuluaga, I. N. (2017). Modelo De Conectividad Ecológica De Fragmentos De Bosque Andino En Santa Elena (medellín, Colombia). *Model of Ecological Connectivity of Andean Forest Fragments in Santa Elena (Medellín, Colombia)*., 22(3), 379-393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>
- Comité Local del Corredor Biológico Interurbano El Achiote. (2018). *Plan de Gestión Corredor Biológico Interurbano El Achiote (CBIA)* (pp. 9-10) [Plan de Gestión de Corredores Biológicos]. Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC).
- Coria, O. R., Lima, J. J., Palacio, M. O., Roger, E., & Carbonell, D. A. (2015). Avifauna de la Reserva Urbana de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, 23(1), 41-53.
- Cruz Bojorges-Baños, J., & López-Mata, L. (2006). Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 77(2), 235-249. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1870-34532006000200010&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Dávila-Perez, C. V., Garcia, M. J., & Velasquez-Jofre, P. M. (2019). Aporte al conocimiento de la conectividad del manglar de Las Lisas-La Barrona, Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 6(2), 107-119. <https://doi.org/10.36829/63CTS.v6i2.667>
- De Andrade, R. D. C. G. (2012). Urbanismo y planificación: Áreas Verdes Urbanas. *Summa Humanitatis*, 6(1).
- De la Ossa Lacayo, A. (2013). Cercas vivas y su importancia ambiental en la conservación de avifauna nativa. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 5(1), 171-193.
- Delfín-Alfonso, C. A., Gallina-Tessaro, S. A., & López-González, C. A. (2014). *El hábitat: definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre*. Fauna silvestre de México: uso, manejo y legislación, 285-288.

- Di Nanno, M. P., & Hojman, J. (2020). Desmonte en Parques Eólicos en Ejido de Puerto Madryn, Chubut, Argentina. *Revista Tecnología y Ciencia*, (38), 104-112.
- Díaz Pinto, V. (2016). *Percepción de la comunidad acerca de los jardines urbanos y el cambio en el uso del suelo en la parte urbana del municipio de Cajicá* (Colombia).
- Dramstad, W., Olson, J. D., & Forman, R. T. T. (1996). *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Island Press.
Dzilam, Yucatan, Mexico. *Huitzil*, 17(1), 1-7.
- Echeverría, M. A. E., & Rodrigues, J. M. R. (2006). Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda Colombia. *Scientia et Technica*, 1(30), Article 30. <https://doi.org/10.22517/23447214.6589>
- Enríquez, M., & Saenz, J. C. (2007). Richness, abundance and diversity of birds and their relationship with tree cover in an agricultural landscape dominated by cattle in the sub-humid tropics of Costa Rica. *2007*, 45, 49-57. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=orton.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expression=mn=082605>
- Escalante Urbina, D. K. (2020). Comunidad de aves y su relación con la vegetación en el gradiente altitudinal del Parque Nacional Montaña de Celaque, Honduras. (*Doctoral dissertation*, CATIE, Turrialba (Costa Rica)).
- Estrada-Chavarría, A., & Sánchez-Pérez, J. E. (2012). *Árboles y arbustos de importancia para las aves del Valle Central de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad INBIO. ISBN 978-9968-927-73-4.
- Etter, A. (1991). *Introducción a la ecología del paisaje. Un marco de integración para el levantamiento ecológico*. *Landscape Ecology*, 32(3), 25-56.
<https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>
- Fadigas, L. (2009). La estructura verde en el proceso de planificación urbana. *Ciudades: Revista del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*, 12, 33-47. <http://uvadoc.uva.es/handle/10324/10308>
- Faggi, A., & Perepelizin, P. (2006). Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*. 2006, 8, 289-297.
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review*

- of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 1-23.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fajardo, D., Johnston-González, R., Neira, L., Chará, J., & Murgueitio, E. (2009). Influencia de sistemas silvopastoriles en la diversidad de aves en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Recursos Naturales y Ambiente*, 58, 8.
- Farina, A. (2006). *Introducción a la ecología del paisaje. Principios y métodos en ecología del paisaje: hacia una ciencia del paisaje*. Springer Science & Business Media, 1-52. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5535-5>
- Fernández Wilches, C. E. (2014). Descripción de la comunidad de aves en términos de sus actividades y su distribución vertical en las rocas de Suesca, Cundinamarca.
- Fernández-Cañero, R., Pérez, N., Quevedo, S., Pérez, L., Franco, A., Sainz, M. J., & Salinero, C. (2008). *Ajardinamiento de fachadas y jardines verticales: otras formas de jardinería aplicadas a un desarrollo urbano más sostenible*. Actas de horticultura, (52).
- Fernández-Juricic, E., & Jokimäki, J. (2001). A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: Case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity & Conservation*, 10(12), 2023-2043. <https://doi.org/10.1023/A:1013133308987>
- Fernández-Pérez, L., Ramírez-Marcial, N., & González-Espinosa, M. (2013). *Reforestación con Cupressus lusitanica y su influencia en la diversidad del bosque de pino-encino en Los Altos de Chiapas, México*. Botanical sciences, 91(2), 207-216.
- Forman, R. (1995). *Land Mosaics, the Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press UK. 632.
- Forman, RT y Godron, M. (1986). *Ecología del paisaje John Wiley & Sons*. Nueva York, 4, 22-28.
- FUNDEVI. (2007). *Estudio Hidrogeológico Integral en el Sector Occidental del Cantón de Grecia, Provincia de Alajuela, Costa Rica*. Escuela de Geología, UCR.
- Garbach, K., Martínez-Salinas, A., & DeClerck, F. (2010). La importancia del manejo: contribuciones de las cercas vivas para mantener la diversidad de aves en paisajes agrícolas. *Mesoamericana*, 14(3), 53-66.
- Gargiullo, M., & Magnuson, B. (2008). *A Field Guide to Plants of Costa Rica*. Oxford University Press.
- Garrigues, R., & Dean, R. (2014). *The Birds of Costa Rica: A Field Guide* (Segunda edición). Zona Tropical Publication. Cornell University Press.
- Gastezzi, P., Alvarado, V., & Pérez, G. (2016). La importancia de los ríos como corredores

- interurbanos. *Biocenosis*, 31 (2), 39-45.
<https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/1725>
- Gibert, C., & Escarguel, G. (2019). PER-SIMPER-A new tool for inferring community assembly processes from taxon occurrences. *Global Ecology and Biogeography*, 28, 374-385. <https://doi.org/10.1111/geb.12859>
- González E. y Palacios C. (2018). Sembrando plantas para cosechar aves. Asociación para el estudio y conservación de las aves en Colombia - Calidris. Cali, Colombia
- González, F. (2011). *Métodos para contar aves terrestres. Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna* (Vol. 1). Instituto de Ecología.
- González, M. (2017). Riqueza y caracterización ecológica de aves en bosque nativo y plantaciones exóticas (Prusia, Costa Rica). *Cuadernos de Investigación UNED*, 9(2), 226-235. <https://doi.org/10.22458/urj.v9i2.1659>
- Grez, A., Bustamante, R., Simonetti, J., & Fahrig, L. (1998). *Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: the case of the ruil forest in Chile*. Universidad de Chile, 27.
- Guzmán, R. B. (2016). Especies para arbolado urbano. Análisis de 10 parques urbanos del cantón de Curridabat. *UNED Research Journal*.
- Hamann, A., & Curio, E. (1999). Interactions among Frugivores and Fleshy Fruit Trees in a Philippine Submontane Rainforest. *Conservation Biology*, 13(4), 766-773. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97420.x>
- Harvey, C. A., & Haber, W. A. (1998). Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems*, 44(1), 37-68. <https://doi.org/10.1023/A:1006122211692>
- Harvey, C. A., Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., ... & Sinclair, F. L. (2005). Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*, 111(1-4), 200-230.
- Herrera, J. M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Revista Ecosistemas*, 20(2-3), Article 2-3. <https://doi.org/10.7818/re.2014.20-2-3.00>
- Herrera, J. M., García, D., Martínez, D., & Valdés, A. (2011). Regional vs local effects of habitat loss and fragmentation on two plant–animal interactions. *Ecography*, 34(4), 606-615. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06521.x>

- Hidalgo, C. (2020). Variables ecológicas para la caracterización de la avifauna costarricense y la toma de decisiones para su manejo. *Universidad Nacional*.
- Holdridge, L. R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida* (No. 83). Agroamérica.
- Holmes, R. T., & Recher, H. F. (1986). Determinants of Guild Structure in Forest Bird Communities: An Intercontinental Comparison. *The Condor*, 88(4), 427-439. <https://doi.org/10.2307/1368268>.
- Horlent, N., Juárez, M. C., & Arturi, M. (2003). Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves de los talares del noreste de la provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral*, 13, 173-182. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0335:CEOEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0335:CEOEAT]2.0.CO;2)
- Iglesias Carballeira, L. (2016). Selección de sustratos en las aves de Elviña. Universidad da Coruña. Investigación y Enseñanza (CATIE). <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr:80/handle/11554/6741>
- Jaime-Escalante, N. G., Figueroa-Esquivel, E. M., Villaseñor-Gómez, J. F., Jacobo-Sapien, E. A., & Puebla-Olivares, F. (2016). Distribución altitudinal de la riqueza y composición de “ensamblajes” de aves en una zona montañosa al sur de Nayarit, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(4), 1537-1551.
- Jiménez, J. E. (2013). Claves dicotómicas para el reconocimiento de los árboles de El Rodeo, Valle Central de Costa Rica. *Brenesia*, 80, 4-35.
- Julivert, M. À. (2013). Las Aves Rapaces. Parramón Paidotribo. Baladona, España. ISBN:978-84-9910-299-3
- Lang, I., Gormley, L. H., Harvey, C. A., & Sinclair, F. L. (2003). Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 10(39-40), 86-92.
- Li, Z., Chen, M., & Wu, Z. (2009). Research advances in biological conservation corridor. *Chinese Journal of Ecology*, 28 (3), 523-528.
- Linkimer, M., Muschler, R., Benjamin, T., & Harvey, C. (2019). Árboles nativos para diversificar cafetales en la zona Atlántica de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 9(35-36).
- Lino, A., Fonseca, C., Rojas, D., Fischer, E., & Ramos Pereira, M. J. (2019). A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. *Mammalian Biology*, 94, 69-76.

<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.09.006>

- Londoño-Betancourth J. (2011). Una mirada a la diversidad ornitológica de Pereira. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural*. 15(1):84-103.
- Lopreto, E. R. (2018). Evaluación de Densidades de Plantación y Arreglos Espaciales de Especies Forestales para Bosque de Ribera en Nueva Concepción, Escuintla. CENTRO UNIVERSITARIO DEL SUR OCCIDENTE, AGRONOMÍA TROPICAL.
- MacGregor-Fors, I. y J. E. Schondube. 2011. Gray vs. green urbanization: relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12:372–381.
- Maglianesi, M. (2010). Avifauna asociada al bosque nativo y plantación exótica de coníferas en la Reserva Forestal Grecia, Costa Rica. *Ornitología Neotropical*, 21(3), 339-350.
- Marateo, G., & Arturi, M. (2013). Dinámica estacional y variación local de gremios tróficos de aves de una selva en galería y un palmar subtropical de sudamérica. *Ornitología Neotropical*, 24, 213-223.
- Marigliano, R. E., Marti, L. J., Ibañez, L. M., & Montalti, D. (2009). Comunidades de aves urbanas de Lavallol, Buenos Aires, Argentina. *Acta zoológica lilloana*, 108-114.
- Martínez Salinas, M. A. (2008). Conectividad funcional para aves terrestres dependientes de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguás, Nicaragua.
- Martínez, A., & DeClerk, F. (2010). El Papel de los Agroecosistemas y Bosques en la Conservación de Aves Dentro de Corredores Biológicos. *Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)*, 35-50.
- Martínez, A., Vierling, K., Vilchez, S., & DeClerk, F. (2018). Variaciones inter-e-intra anuales en comunidades de aves a lo largo de un gradiente de intensificación de uso del suelo. *Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)*.
- Martínez-Camilo, R., Meléndez, N. M., & Farrera, M. Á. P. (2007). *Las cercas vivas y su papel en la conservación de la biodiversidad en Chiapas*. *Lacandonia*, 1(1), 117-124.
- Mascaró, J. L., Mascaró, L., Martins, L., & Wessheimer, M. (2001). Arbolado urbano: aspectos ambientales. In *Anales LINTA* (Vol. 2). Laboratorio de Investigaciones del Territorio y el Ambiente (LINTA). Mascaró, J. L., Mascaró, L., Martins, L., & Wessheimer, M. (2001). Arbolado urbano: aspectos ambientales. In *Anales*

LINTA (Vol. 2). Laboratorio de Investigaciones del Territorio y el Ambiente (LINTA).

- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature News*, 536(7615), 143. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2002). Comparative Evaluation of Experimental Approaches to the Study of Habitat Fragmentation Effects. *Ecological Applications*, 12(2), 335-345.
- McQueen-Blanco, J. K., Ramírez-Alán, Ó., Araya-Yannarella, F., & Bermúdez-Rojas, T. (2019). Riqueza, abundancia y caracterización de la población avifaunística del área de protección del río Bermúdez como insumo para la creación de un corredor biológico interurbano, Heredia, Costa Rica. Memorias del I Congreso Internacional de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional, 2019.
- Mella, J. E., & Loutit, A. (2007). Ecología comunitaria y reproductiva de aves en cerros islas y parques de santiago. *Boletín Chileno de Ornitología*, 13, 13-27.
- Mendoza-García, R., Pérez-Vázquez, A., García-Albarado, J. C., García-Pérez, E., & López-Collado, J. (2011). Uso y manejo de plantas ornamentales y medicinales en espacios urbanos, suburbanos y rurales. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 2(SPE3), 525-538.
- Miller-Rushing, A. J., Primack, R. B., Devictor, V., Corlett, R. T., Cumming, G. S., Loyola, R., Maas, B., & Pejchar, L. (2019). How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. *Biological Conservation*, 232, 271-273. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.029>
- Molina Franco, D., Colorado López, j., & Castañeda Sánchez, d. (2009). Vida, color y canto. Plantas neotropicales que atraen aves. Sociedad Antioqueña de Ornitología. Medellín, Colombia. ISBN: 978-958-99201-0-7.
- Molina, M., & Bohórquez, K. (2013). Diversidad de aves: Potencial indicador de sostenibilidad ecológica en agroecosistemas del sur del Lago de Maracaibo. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 47(3), 259-279.
- Montalván Centurión, P. S., & Sambrano Montalván, J. Y. (2018). Estado actual de la cobertura vegetal en la zona de influencia del derrame de petróleo crudo en el tramo

- II, km 440+ 781 del oleoducto Nor Peruano, en el caserío de Inayo, distrito de Imaza, Bagua, 2017.
- Montano, I., & Acuña, C. (s. f.). *Clave Dendrológica (Paradero Monte de la Cruz-Cerro Dantas)*.
- Morales, J. Montero, M. Castillo, A. Rosas, C. 2012. *Árboles y Arbustos para uso urbano en el Valle Centra, Costa Rica*. INBio y CNFL. 37, 39 y 39 pp.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Moreno-Rueda, G. (2006). El comportamiento de las aves como herramienta para su identificación. *Acta Granatense*, 4(5), 85-93.
- Morera, C., Pintó, J., & Romero, M. (2007). Paisaje, procesos de fragmentación y redes ecológicas: aproximación conceptual. *Corredores biológicos: acercamiento conceptual y experiencia en America*, 11-47.
- Morera-Beita, C., Sandoval-Murillo, L. F., & Alfaro-Alvarado, L. D. (2021). Evaluación de corredores biológicos en Costa Rica: estructura de paisaje y procesos de conectividad-fragmentación. *Revista Geográfica de América Central*, (66), 106-132.
- Morlans, M. (2005). Introducción a la Ecología del Paisaje. *Universidad Nacional de Catamarca*, 5-10.
<https://sistemamid.com/panel/uploads/biblioteca/7097/7098/7110/7111/82683.pdf>
- Municipalidad de Grecia. (2003). *Plan Regulador Urbano y Rural del Cantón de Grecia (contiene Reglamento de Disposiciones Generales, Reglamento de Zonificación y Reglamento de Espacios Públicos Vialidad y Transporte)*.
- Murrieta, E., Finegan, B., Delgado, D., Villalobos Soto, R., & Campos Arce, J. J. (2007). *Propuesta para una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica*. Centro Agronómico y Tropical de
- Navarro Alberto, J. A., Leirana-Alcocer, J. L., Hernández-Betancourt, S. F., & Guerrero-González, L. L. (2016). Pigeons (Columbidae), woodpeckers (Picidae) and hummingbirds (Trochilidae) as indicators of succession in the tropical dry forest of
- Nolazco, S. (2012). Diversidad de aves silvestres y correlaciones con la cobertura vegetal en parques y jardines de la ciudad de Lima. *Boletín informativo UNOP*, 7(1), 4-16.
- Núñez, Marcia. (2008). Evaluation of communities of birds in secondary forests restored in

- abandoned paddocks situated along the basin of the Zapotal River, Hojancha Costa Rica. *Centro Agronómico y Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)*, 58-64. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=orton.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=084719>
- Ocampo-Peñuela, N. (2010). El fenómeno de la migración en aves: una mirada desde la Orinoquia. *Orinoquia*, 14(2), 188-200.
- Odio, R. M. M., & Sáenz, J. C. (2004). Monitoreo de la avifauna en fincas con sistemas de producción silvopastoril del Cantón de Esparza, Costa Rica. *Zeledonia*, 8(2), 2.
- Olds, A. D., Pitt, K. A., Maxwell, P. S., & Connolly, R. M. (2012). Synergistic effects of reserves and connectivity on ecological resilience. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1195-1203. <https://doi.org/10.1111/jpe.12002>
- Olivas Mayorga, C. T. (2012). *Diversidad florística del bosque de galería de la microcuenca Las Chichiguas, Jinotega, Nicaragua* (Doctoral dissertation).
- Opdam, P., Steingröver, E., & Rooij, S. van. (2006). Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75(3), 322-332. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.015>
- 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), 189-195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>
- Palacio, F., Apodaca, M., & Crisci, J. (2020). *ANÁLISIS MULTIVARIADO PARA DATOS BIOLÓGICOS Teoría y su aplicación utilizando R*.
- Parada J, T., Jara V, C., & Lusk, C. H. (2003). Distribución de alturas máximas de especies en rodales antiguos de selva Valdiviana, Parque Nacional Puyehue. *Bosque (Valdivia)*, 24(2), 63-67. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002003000200007>
- Peng, J., Zhao, H., & Liu, Y. (2017). Urban ecological corridors construction: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 37(1), 23-30. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.12.002>
- Pérez-Gómez, G., Jiménez-Rocha, A. E., & Bermúdez-Rojas, T. (2018). Parásitos gastrointestinales de aves silvestres en un ecosistema ribereño urbano tropical en Heredia, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 788-798. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33409>
- Pimenta, S. M., Peña, A. P., & Gomes, P. S. (2009). Aplicação de métodos físicos,

químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidroelétrico da bacia do rio São Tomás, município de Rio Verde—Goiás. *Sociedade & Natureza*, 21(3), 393-412. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132009000300013>

Posadas-Leal, C., Chapa-Vargas, L., Arredondo-Moreno, J. T., & Huber-Sannwald, E. (2019). Riqueza y densidad de especies de aves de pastizal evaluadas por dos métodos. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3), 101-112. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v2i3.627>

Pothast, M., & Geppert, S. (2019). Corredores Biológicos Interurbanos: Fusionando el capital construido y el capital natural de la ciudad. *Revista trimestral sobre la actualidad ambiental costarricense*, 272, 5-12. <http://www.ambientico.una.ac.cr/pdfs/ambientico/272.pdf>

Poveda, L., & Sánchez, P. (1999). *Árboles y Palmas del Pacífico Norte de Costa Rica. Claves dendrológicas* (1.^a ed.). Guayacán.

Püttker, T., Crouzeilles, R., Almeida-Gomes, M., Schmoeller, M., Maurenza, D., Alves-Pinto, H., Pardini, R., Vieira, M. V., Banks-Leite, C., Fonseca, C. R., Metzger, J. P., Accacio, G. M., Alexandrino, E. R., Barros, C. S., Bogoni, J. A., Boscolo, D., Brancalion, P. H. S., Bueno, A. A., Cambui, E. C. B., ... Prevedello, J. A. (2020). Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biological Conservation*, 241, 108368. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108368>

Quesada Monge, R. (2007). Los Bosques de Costa Rica. In IX Congreso Nacional de Ciencias: Exploraciones fuera y dentro del aula. *Instituto Tecnológico de Costa Rica*.

Ribera, I., & Foster, G. (1997). El uso de artrópodos como bioindicadores biológicos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 20, 265-276.

Risberg, R. (2021). La influencia de una estación de esquí en la actividad de la fauna. *Biology: Ecology and Conservation Biology*, 1, 21-27 .

Rivero, M. C., Pérez, A., Martínez, F. R. H., & Pérez, S. B. (2015). Caracterización taxonómica y grupos tróficos de dos comunidades de aves asociadas a bosques semidecíduos y vegetación de Pino-Encino de los senderos “Maravillas de Viñales” y “Valle Ancón” en el Parque Nacional Viñales. *Revista Cubana de Ciencias*

Forestales: CFORES, 3(1), 5.

- Roberts, T. H. (1987). Construction of guilds for habitat assessment. *Environmental Management*, 11(4), 473-477. <https://doi.org/10.1007/BF01867655>
- Rojas, E. (2018). *Corredor Biológico El Achiote* [Map]. Instituto Geográfico Nacional.
- Romero, H., Toledo, X., Órdenes, F., & Vázquez, A. (2001). Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. *Ambiente y Desarrollo*, 17(4), 45-51.
- Root, R. B. (1967). The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37(4), 317-350. <https://doi.org/10.2307/1942327>
- Rudnický, T. C., & Hunter, M. L. (1993). Reversing the Fragmentation Perspective: Effects of Clearcut Size on Bird Species Richness in Maine. *Ecological Applications*, 3(2), 357-366. <https://doi.org/10.2307/1941838>
- Sáenz-Méndez, J. C., Villatoro-Paz, F., Ibrahim, M. A., Fajardo, D., & Pérez, A. M. (2006). Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas.*, (45), 37-48.
- Salazar Alvear, B. D., & Fernández Centeno, C. T. (2021). Análisis de los consumos históricos de agua potable en cantones del Napo y Pastaza (Bachelor's thesis, Riobamba Universidad Nacional de Chimborazo).
- Sánchez - Clavijo, LM, Bayly, NJ y Quintana - Ascencio, PF (2020). Selección de hábitat en paisajes transformados y papel de los remanentes forestales y el café de sombra en la conservación de las aves residentes. *Revista de Ecología Animal* , 89 (2), 553-564.
- Sánchez, D., López, M., Medina, A., Gómez, R., Harveys, C. A., Vílchez, S., ... & Kunth, S. (2004). Importancia ecológica y socioeconómica de la cobertura arbórea en un paisaje fragmentado de bosque seco de Belén, Rivas, Nicaragua. *Encuentro*, (68), 7-22.
- Sánchez, D., Vilchez, S. J., & DeClerck, F. (2011). Complementariedad de la vegetación como provisión de recursos para la comunidad de aves en el agropaisaje de Copán Ruinas, Honduras. *Centro Agronómico y Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)*, 7. ISSN: 1022-7482

- Sánchez, J., & Cascante, A. (2008). *Árboles ornamentales del Valle Central de Costa Rica: especies con floración llamativa* (No. K10/10788). Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia (Costa Rica).
- Sandoval, L. (2016). Época reproductiva de las aves en la ciudad. *Unión de Ornitólogos de Costa Rica*, 11-14.
- Sandoval, L. (2019). Variación mensual y anual de la riqueza y abundancia de aves en un mosaico agrícola periurbano tropical. *Revista de Biología Tropical*, 67(2 SUPL), S298-S314. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i2SUPL.37253>
- Sandoval, L., & Barrantes, G. (2009). Relationship between Species Richness of Excavator Birds and Cavity-adopters in Seven Tropical Forests in Costa Rica. *The Wilson Journal of Ornithology*, 121(1), 75-81. <https://doi.org/10.1676/07-165.1>
- Sandoz, M. A. M. (2010). Factores que afectan la Reserva Forestal Grecia (Alajuela, Costa Rica) disminuyendo su valor para la conservación de la biodiversidad. *Biocenosis*, 23(1), Article 1. <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/1211>
- Sans, F. X. (2007). La diversidad de los agroecosistemas. *Revista ecosistemas*, 16(1).
- Seaman, B. S., & Schulze, C. H. (2010). The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understorey forest birds. *Biological Conservation*, 143(2), 391-398. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.002>
- Seppelt R., Dormann C.F., Eppink F.V. Lautenbach S. y Schmidt S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48:630-636.
- Sica, Y. (2016). *Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná* [Info:ar-repo/semantics/tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires]. <http://repositorio.inta.gob.ar:80/handle/20.500.12123/6154>
- SINAC (Sistema Nacional del Áreas de Conservación, Costa Rica). 2016. Plan General de Manejo Reserva Forestal Grecia, Alajuela. 19 p.
- Sistema Costarricense de Información Jurídica. SCIJ. (2016). Regulación del Programa Nacional de Corredores Biológicos, N.º 40043, Poder Ejecutivo. http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=83424&nValor3=107128&strTipM=TC

- Sistema Nacional de Áreas de Conservación SINAC. (2008). *Corredores Biológicos*. San José, C.R.: SINAC-MINAE.
<http://www.sinac.go.cr/ES/correbiolo/Paginas/default.aspx>
- Smith, R. L., & Smith, T. M. (2007). *Ecología Sexta Edición*. Madrid, España: Pearson Education. ISBN: 9788483227015
- Solano G, Clara L, & Vargas Tovar, N. (Eds.). (2006). Roble y ecosistemas asociados: Memorias. *Fundación Natura Colombia*.
- Solano, A. F. (2018). Riqueza de especies y abundancia de aves residentes y migratorias en parques urbanos de San José, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 10.
<https://doi.org/10.22458/urj.v10i1.2037>
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., & Tschardt, T. (2002). Scale-Dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds. *Ecology*, 83(5), 1421-1432. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083) [1421: SDEOLC]2.0.CO
- Stiles, F. (1985). Conservation of forest birds in Costa Rica: Problems and perspectives. Conservation of tropical forest birds. *Editorial Kings College*, 4, 141-168.
- Stiles, F. G., & Skutch, A. F. (2007). *Guía de aves de Costa Rica*. Editorial INBio.
- Subirós, J. V., Linde, D. V., i Pascual, A. L., & Palom, A. R. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'anàlisi geogràfica*, (48), 151-166.
- Sunderland, T. (2017). ¿Si más agricultura = menos bosques ¿se puede alcanzar la seguridad alimentaria sin deforestación?. Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR).
- Taylor, P. (2006). Landscape connectivity: A return to the basics. *Connectivity conservation*, 29-43. <https://ci.nii.ac.jp/naid/20000480179>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571-573. JSTOR.
<https://doi.org/10.2307/3544927>
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>

- Turner, I. M. (1996). Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33(2), 200-209. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2404743>
- Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J. L., Tarango-Arámbula, L. A., Ramírez-Valverde, G., & Mendoza-Martínez, G. D. (2012). Fisonomía vegetal y abundancia de aves en un bosque templado con dos niveles de perturbación en el Eje Neovolcánico Transversal. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(1), 133-143.
- Ugalde-Lezama, S., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Valverde, G., Alcántara-Carbajal, J. L., & Velázquez-Mendoza, J. (2009). Distribución vertical de aves en un bosque templado con diferentes niveles de perturbación. *Madera y bosques*, 15(1), 5-26. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1405-04712009000100002&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- UICN. (2012). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. ISBN: 978-2-8317-1539-1
- Universidad de Arizona. (2021). Smithsonian Tropical Research Institute [Repositorio]. <https://stricollections.org/portal/index.php>
- Urquijo, J. (2003). *Servicios y Beneficios Ambientales*. ETSI Agrónomos. UPM. Jalisco, MX.
- Valdiri Méndez, J. A. (2021). *Composición de las comunidades de aves en diferentes hábitats de un paisaje rural: Municipio de Yotoco, Valle del Cauca*. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Valencia, A. L. M. (2008). Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del río san juan, suroeste antioqueño, colombia. *Boletín de ciencias de la tierra*, (23), 43-54.
- Vallecillo Rodríguez, S. (2009). *Los cambios en el paisaje y su efecto sobre la distribución de las especies: Modelización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos* [Ph.D. Thesis, Universitat de Lleida]. En *TDX (Tesis Doctorals en Xarxa)*. <http://www.tdx.cat/handle/10803/8354>
- Varela Cambronero, A. J. (2018). *Propuesta de manejo forestal basado en el aprovechamiento de la plantación forestal y su posterior restauración ecológica en el Bosque del Niño, Reserva Forestal Grecia*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Costa Rica.

- Vargas-Chavarría, R. A. (2021). Sanidad forestal y potencial de arborización de áreas urbanas del distrito central de San Ramón, Alajuela, Costa Rica.
- Vega, O., & Vargas, R. (2016). *Plan de Manejo de la Reserva Forestal Grecia* (p. 107) [Plan de Manejo]. UNED.
Venezuela. *Bioagro*, 22(1), 43-52.
<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113176510>
- Verea, C., Antón, F., & Solórzano, A. (2010). Avifauna of a banana plantation from northern
- Villanueva, C., Ibrahim, M., Casasola, F., & Arguedas, R. (2005). *Las cercas vivas en las fincas ganaderas*. Centro Tropical Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE.
- Villanueva, C., Tobar López, D., Ibrahim, M. A., Casasola Coto, F., Barrantes, J., & Arguedas, R. (2013). Árboles dispersos en potreros en fincas ganaderas del Pacífico Central de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*.
- Villate, R., Canet, L., Chassot, O., & Monge, G. (2009). El corredor biológico San Juan-La Selva: una estrategia exitosa de conservación. *San José, Costa Rica: The Nature Conservancy*.
- Villegas, M., & Garitano, Á. (2008). Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 43 (2), 146-153.
- Vindas, P. E. S., Alvarez, L. J. P., & Arnason, J. T. (2005). *Guía dendrológica costarricense*. Herbario, Universidad Nacional JVR.
- Watton, A., Heath, K., & Birmingham, I. (2018). Utilización de árboles en cafetales en Centroamérica. *Informe de Investigacion. Stourbridge DY8 3YQ, Inglaterra y WBCSysTech Limited, Lichfield, Staffordshire WS13 6LL, Inglaterra*.
- Whelan, C. J., Şekercioğlu, Ç. H., & Wenny, D. G. (2015). Why birds matter: From economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156(1), 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229->
- Xingnian, Z., Kongjian, Y., & Zhenfang, H. (2006). Perspectives on greenway development. *Acta Ecologica Sinica*, (9), 3108-3116.
- Yoo, JW, Lee, CL, Kim, S., Jeong, SY, Lee, CG, Koh, BS y Ryu, SO (2021). Determinación del valor de corte de similitud para la clasificación de comunidades macrobentónicas en la costa de Corea. *Ocean Science Journal*, 1-15.

- Yueguang, Z., Shangyi, Z., Ping, P., Chao, L., Ruihua, G., & Hongchun, C. (2003). Perspective of road ecology development. *Acta Ecologica Sinica*, 23(11). <https://europepmc.org/article/cba/534223>
- Zavala-Sánchez, Z., Ramón Segura-Pacheco, H., María Ávila-Nájera, D., Herrera-Castro, N. D., Barrera-Catalán, E., & Sarabia-Ruiz, G. (2018). *Valoración Cultural Y Uso De La Fauna Silvestre En San Vicente De Benítez, Guerrero, México*, 16(3), 78-92.
- Zhou, H., & Fu, B. (1998). Ecological structure of landscape and biodiversity protection. *Sci. Geogra. Sin*, 18 (5), 472-478.
- Zuchowski, W. (2007). *Tropical plants of Costa Rica: A guide to native and exotic flora*. Comstock Publishing Associates.
- Zuluaga-Carrero, J., & Martínez, L. M. R. (2021). Cambios en la composición de aves en diferentes fisionomías de vegetación en un enclave seco en Colombia. *Revista de Ciencias Ambientales*, 55(2), 197-228.
- Zúñiga-Vega, J. J., Solano-Zavaleta, I., Sáenz-Escobar, M. F., & Ramírez-Cruz, G. A. (2019). Habitat traits that increase the probability of occupancy of migratory birds in an urban ecological reserve. (2019). *Acta Ecológica*, 101, 103480. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103480>

Anexo 3. Cantidad de géneros y especies de aves agrupadas según su orden y familia dentro del CBIA para el 2020-2021

Órdenes	Familias	Géneros	Especies
Accipitriformes	Accipitridae	4	8
Apodiformes	Apodidae	1	1
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	1	1
Cathartiformes	Cathartidae	2	2
Columbiformes	Columbidae	5	10
Coraciiformes	Alcedinidae	2	2
	Momotidae	1	1
Cuculiformes	Cuculidae	3	3
Falconiformes	Falconidae	4	4
Galliformes	Cracidae	2	2
	Odontophoridae	2	3
Gruiformes	Rallidae	1	1
Passeriformes	Cardinalidae	5	8
	Corvidae	1	1
	Cotingidae	1	1
	Estrildidae	1	1
	Fringillidae	3	5
	Furnariidae	4	5
	Hirundinidae	4	5
	Icteridae	6	6
	Mimidae	1	1
	Parulidae	9	18
	Passerellidae	7	8
	Passeridae	1	1
	Pipridae	1	1
	Poliophtilidae	1	1
Ptilonotidae	1	1	

	Rhinocryptidae	1	1
	Tamnophilidae	1	1
	Thraupidae	8	13
	Tityridae	2	4
	Troglodytidae	6	6
	Turdidae	4	7
	Tyrannidae	12	21
	Vireonidae	2	6
Pelecaniformes	Ardeidae	1	1
Piciformes	Ramphastidae	2	2
	Picidae	3	4
Psittaciformes	Psittacidae	7	8
Strigiformes	Strigidae	2	3
Trochiliformes	Trochilidae	10	14
Trogoniformes	Trogonidae	2	2

Anexo 4. Lista de especies de aves registradas para el Corredor Biológico El Achiote.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Nombre inglés
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo brachyurus</i>	Gavilán colicorto	Short tailed hawk
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo jamaicensis</i>	Gavilán colirrojo	Red tailed hawk
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo plagiatus</i>	Gavilán gris	Gray hawk
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo platypterus</i>	Gavilán aludo	Broad winged hawk
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	Elanio coliblanco	White tailed kite
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Ictinia mississippiensis</i>	Elanio colinegro	Mississippi kite
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Ictinia plumbea</i>	Elanio plumizo	Plumbeous kite
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavilán chapulinero	Roadside hawk
Apodiformes	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>	Vencejo collarejo	White collared swift
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albicollis</i>	Tapacaminos común	Common pauraque
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Zopilote cabeza roja	Turkey vulture
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote cabeza Negra	Black vulture
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma de castilla	Rock pigeon
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina inca</i>	Tortolita colilarga	Inca dove
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita rojiza	Ruddy ground dove
Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma coliblanca	White tipped dove
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	Paloma collareja	Band tailed pigeon
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas flavirostris</i>	Paloma piquirroja	Red billed pigeon
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas nigrirostris</i>	Paloma piquicorta	Shot billed pigeon
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma aliblanca	White winged dove
Columbiformes	Columbidae	<i>Zentrygon chiriquensis</i>	Paloma perdiz pechicanela	Chiriqui quail dove
Columbiformes	Columbidae	<i>Zentrygon costaricensis</i>	Paloma perdiz costarricense	Buff fronted quail dove

Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	Martín pescador verde	Green kingfisher
Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus lessonii</i>	Momoto de Lesson	Lesson's motmot
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero piquiestriado	Groove billed ani
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	Cuco ardilla	Squirrel cuckoo
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Tapera naevia</i>	Cuclillo listado	Striped cuckoo
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>	Quebrantahuesos	Crested caracara
Falconiformes	Falconidae	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Halcón reidor	Laughing falcon
Falconiformes	Falconidae	<i>Micrastur ruficollis</i>	Halcón de monte collarejo	Collared forest falcon
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	Caracara cabecigualdo	Yellow headed caracara
Galliformes	Cracidae	<i>Chamaepetes unicolor</i>	Pava Negra	Black guan
Galliformes	Odontophoridae	<i>Colinus cristatus</i>	Codorniz crestada	Crested bobwhite
Galliformes	Odontophoridae	<i>Odontophorus guttatus</i>	Codorniz moteada	Spotted wood quail
Galliformes	Odontophoridae	<i>Odontophorus leucolaemus</i>	Codorniz pechinegra	Black breasted wood quail
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis cinereiceps</i>	Chachalaca cabecigris	Gray headed chachalaca
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides albiventris</i>	Chirincoca colinegra	Russet naped wood rail
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Amaurospiza concolor</i>	Semillero azulado	Blue seedeater
Passeriformes	Passerellidae	<i>Arremon brunneinucha</i>	Saltón cabecicastaño	Chestnut capped brush finch
Passeriformes	Passerellidae	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Pinzón aceitunado	Olive sparrow
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Reinita coronidorada	Golden crowned warbler
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus rufifrons</i>	Reinita cabecicastaña	Rufous capped warbler
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Cucarachero nuquirrufo	Rufous napped wren
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Cantorchilus modestus</i>	Soterrey	Cabanis's

			chinchirigüí	wren
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina canadensis</i>	Reinita pechirrayada	Canada warbler
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i>	Reinita gorrinegra	Wilson's warbler
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus aurantiirostris</i>	Zorzal piquinaranja	Orange billed nightingale thrush
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus frantzii</i>	Zorzal gorgirrojo	Ruddy capped nightingale thrush
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus ustulatus</i>	Zorzal de Swainson	Swainson's thrush
Passeriformes	Pipridae	<i>Chiroxiphia linearis</i>	Toledo saltarín	Long tailed manakin
Passeriformes	Fringillidae	<i>Chlorophonia callophrys</i>	Rey de Rualdo	Golden browed chlorophonia
Passeriformes	Passerellidae	<i>Chlorospingus flavopectus</i>	Tangara de monte orejuda	Common chlorospingus
Passeriformes	Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	Reinita mielera	Bananaquit
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus cinereus</i>	Pibí tropical	Tropical pewee
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus cooperi</i>	Pibí boreal	Olive sided flycatcher
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus sordidulus</i>	Pibí occidental	Western wood pewee
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	Pibí oriental	Eastern wood pewee
Passeriformes	Cotingidae	<i>Cotinga amabilis</i>	Cotinga linda	Lovely cotinga
Passeriformes	Thraupidae	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	Mielero de patas rojas	Red legged honeycreeper
Passeriformes	Furnariidae	<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	Trepador ventribarreteado	Black banded woodcreeper
Passeriformes	Icteridae	<i>Dives dives</i>	Tordo melódico	Melodius blackbird
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	Elaenia copetona	Yellow bellied elaenia
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia frantzii</i>	Elaenia montañera	Mountain elaenia
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax alnorum</i>	Mosquerito de charral	Alder flycatcher
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax flavescens</i>	Mosquerito amarillento	Yellowish flycatcher

Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax flaviventris</i>	Mosquerito ventriamarillo	Yello bellied flycatcher
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax virescens</i>	Mosquerito verduoso	Acadian flycatcher
Passeriformes	Fringillidae	<i>Euphonia hirundinacea</i>	Euphonia gorgiamarilla	Yellow throated euphonia
Passeriformes	Fringillidae	<i>Euphonia laniirostris</i>	Euphonia piquigruesa	Thick billed euphonia
Passeriformes	Parulidae	<i>Geothlypis poliocephala</i>	Antifacito coronigrís	Gray crowned yellowthroat
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Habia rubica</i>	Tangara hormiguera coronirroja	Red crowned ant tanager
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Henicorhina leucophrys</i>	Soterrey de selva pechigrís	Gray breasted wood wren
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina tijereta	Barn swallow
Passeriformes	Turdidae	<i>Hylocichla mustelina</i>	Zorzal de bosque	Wood thrush
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus galbula</i>	Cacique veranero	Baltimore oriole
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Legatus leucophaius</i>	Mosquero pirata	Piratic flycatcher
Passeriformes	Parulidae	<i>Leiothlypis peregrina</i>	Reinita verdilla	Tennessee warbler
Passeriformes	Furnariidae	<i>Lepidocolaptes affinis</i>	Trepador cabecipunteado	Spot crowned woodcreeper
Passeriformes	Furnariidae	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Trepador cabecirrayado	Streaked headed woodcreeper
Passeriformes	Estrildidae	<i>Lonchura malacca</i>	Capuchino tricolor	Tricolored munia
Passeriformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Martín pescador collarejo	Ringed kingfisher
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	Mosquerón picudo	Boat billed flycatcher
Passeriformes	Passerellidae	<i>Melozone cabanisi</i>	Pinzón cafetalero	Cabanis's ground sparrow
Passeriformes	Passerellidae	<i>Melozone leucotis</i>	Pinzón orejiblanco	White eared Ground Sparrow
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus gilvus</i>	Imitador tropical	Tropical mockingbird
Passeriformes	Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	Reinita trepadora	Black and white warbler
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	Vaquero de ojos	Bronzed

			rojos	cowbird
Passeriformes	Turdidae	<i>Myadestes melanops</i>	Jilguero de montaña	Black faced solitaire
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiachus nuttingi</i>	Copetón de Nutting	Nutting's flycatcher
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Copetón crestioscuro	Dusky capped flycatcher
Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus miniatus</i>	Candelita pechinegra	Slate throated redstart
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Mosquero ventriazufrado	Sulphur bellied flycatcher
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Mosquero listado	Streaked flycatcher
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	Mosquero cejiblanco	Social flycatcher
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis gutturalis</i>	Reinita garganta de fuego	Flame throated warbler
Passeriformes	Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Cabezón plumizo	Rose throated becard
Passeriformes	Tityridae	<i>Pachyramphus cinnamomeus</i>	Cabezón canelo	Cinnamon becard
Passeriformes	Vireonidae	<i>Pachysylvia decurtata</i>	Verdillo menudo	Lesser greenlet
Passeriformes	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión común	House sparrow
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Passerina caerulea</i>	Picogrueso azul	Blue grosbeak
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Passerina ciris</i>	Azulillo sietecolores	Painted bunting
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Passerina cyanea</i>	Azulillo norteño	Indigo bunting
Passeriformes	Passerellidae	<i>Pezopetes capitalis</i>	Saltón patigrande	Large footed finch
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Pheuctitus ludovicianus</i>	Picogrueso pechirroado	Rose breasted grosbeak
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Pheugopedius rutilus</i>	Soterrey carimoteado	Rufous breasted wren
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Piranga bidentata</i>	Tangara dorsirrayada	Flame colored tanager
Passeriformes	Thraupidae	<i>Piranga flava</i>	Tangara bermeja	Hepatic tanager
Passeriformes	Thraupidae	<i>Piranga ludoviciana</i>	Tangara carirroja	Western tanager
Passeriformes	Thraupidae	<i>Piranga olivacea</i>	Tangara escarlata	Scarlet tanager

Passeriformes	Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	Tangara veranera	Summer tanager
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bienteveo grande	Great kiskadee
Passeriformes	Poliioptilidae	<i>Poliioptila plumbea</i>	Perlita tropical	Tropical gnatcatcher
Passeriformes	Icteridae	<i>Psarocolius montezuma</i>	Oropéndola de montezuma	Montezuma oropendola
Passeriformes	Passerellidae	<i>Pselliophorus tibialis</i>	Saltón de muslos amarillos	Yellow thighed finch
Passeriformes	Furnariidae	<i>Pseudocolaptes lawrencii</i>	Trepamusgo cachetón	Buffy tuftedcheek
Passeriformes	Corvidae	<i>Psilorhinus morio</i>	Urraca parda	Brown jay
Passeriformes	Ptilogonatidae	<i>Ptiliogonys caudatus</i>	Capulínero colilargo	Long tailed silky flycatcher
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina azul y blanco	Blue and white swallow
Passeriformes	Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Tordo colilargo	Great tailed grackle
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Riparia riparia</i>	Golondrina ribereña	Bank swallow
Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator atriceps</i>	Saltator cabecinegro	Black headed saltator
Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator coerulescens</i>	Saltator grisáceo	Grayish saltator
Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator maximus</i>	Saltator gorgianteado	Buff throated saltator
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Sayornis nigricans</i>	Mosquero de agua	Black phoebe
Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Scytalopus argentifrons</i>	Tapaculo frentiplateado	Silvery fronted tapaculo
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga castanea</i>	Reinita castaña	Bay breasted warbler
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga fusca</i>	Reinita gorginaranja	Blackburnian warbler
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga occidentalis</i>	Reinita cabecigualda	Hermit warbler
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga pensylvanica</i>	Reinita de costillas castañas	Chestnut sided warbler
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga petechia</i>	Reinita amarilla	Yellow warbler
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga ruticilla</i>	Candelita norteña	American redstart
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga townsendi</i>	Reinita de Townsend	Townsend's warbler

Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga virens</i>	Reinita cariamarilla	Black throated green warbler
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	Jilgüero menor	Lesser goldfinch
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus xanthogastrus</i>	Jilgüero ventriamarillo	Yellow bellied siskin
Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila corvina</i>	Espiguero variable	Variable seedeater
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Golondrina alirrasposa sureña	Southern rough winged swallow
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina alirrasposa norteña	Northern rough winged swallow
Passeriformes	Icteridae	<i>Sturnella magna</i>	Zacatero común	Eastern meadowlark
Passeriformes	Tamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Batará barreteado	Barred antshrike
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	Tangara azuleja	Blue gray tanager
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis palmarum</i>	Tangara palmera	Palm tanager
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Thryophilus rufalbus</i>	Soterrey rufo y blanco	Rufous and white wren
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tiaris olivaceus</i>	Semillero cariamarillo	Yellow faced grassquit
Passeriformes	Tityridae	<i>Tityra inquisitor</i>	Titira coroninegra	Black crowned tityra
Passeriformes	Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	Titira carirroja	Masked tityra
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Piquiplano azufrado	Yellow olive flycatcher
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Sotorrey cucarachero	House wren
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	Mirlo pardo	Clay colored thrush
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus plebejus</i>	Mirlo de montaña	Mountain thrush
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano tropical	Tropical kingbird
Passeriformes	Parulidae	<i>Vermivora chrysoptera</i>	Reinita alidorada	Golden winged warbler
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo flavifrons</i>	Vireo pechiamarillo	Yellow throated vireo
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo flavoviridis</i>	Vireo cabecigrís	Yellow green vireo

Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo leucophrys</i>	Vireo montañoero	Brown capped vireo
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	Vireo ojirrojo	Red eyed vireo
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo philadelphicus</i>	Vireo amarillento	Philadelphia vireo
Passeriformes	Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	Semillero negro azulado	Blue black grassquit
Passeriformes	Furnariidae	<i>Xiphorhynchus lachrymosus</i>	Trepador pinto	Black streeped woodcreeper
Passeriformes	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Comemaíz	Rufous collared sparrow
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	Garcilla bueyera	Cattled egret
Piciformes	Ramphastidae	<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	Tucancillo Esmeralda	Emerald toucanet
Piciformes	Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Carpintero lineado	Lineated woodpecker
Piciformes	Picidae	<i>Leuconotopicus villosus</i>	Carpintero serranero	Hairy woodpecker
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	Carpintero payaso	Acorn woodpecker
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	Carpintero de Hoffmann	Hoffmann's woodpecker
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Tucán pico iris	Keel billed toucan
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	Loro frentiblanco	White fronted parrot
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona auropalliata</i>	Lora de nuca amarilla	Yellow naped parrot
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Bolborhynchus lineola</i>	Perico listado	Barred parakeet
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Brotogeris jugularis</i>	Perico barbinaranja	Orange chinned parakeet
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Eupsittula canicularis</i>	Perico frentinaranja	Orange fronted parakeet
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Pionus senilis</i>	Perico frentiblanco	White crowned parrot
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Psittacara finschii</i>	Perico frentirrojo	Crimson fronted parakeet
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Pyrilia haematotis</i>	Loro cabecipardo	Brown

				hooded parrot
Strigiformes	Strigidae	<i>Asio clamator</i>	Búho listado	Striped owl
Strigiformes	Strigidae	<i>Megascops choliba</i>	Lechuza neotropical	Tropical screech owl
Strigiformes	Strigidae	<i>Megascops clarkii</i>	Lechuza serranera	Bare-shanked Screech-Owl
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Amazilia cyanura</i>	Amazilia coliazul	Blue tailed hummingbird
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Amazilia rutila</i>	Amazilia canela	Cinnamon hummingbird
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Amazilia saucerrottei</i>	Amazilia coliazul	Steely vented hummingbird
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Amazilia tzacatl</i>	Amazilia rabirrufa	Rufous tailed hummingbird
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Anthracothorax prevostii</i>	Manguito pechiverde	Green breasted mango
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Campylopterus hemileucurus</i>	Ala de sable violáceo	Violet sabrewing
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Colibri cyanotus</i>	Colibrí orejivioláceo verde	Green violet ear
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Eupherusa eximia</i>	Colibrí colirrayado	Stripe tailed hummingbird
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Eupherusa nigriventris</i>	Colibrí ventrinegro	Black bellied hummingbird
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Heliodoxa jacula</i>	Brillante frentiverde	Green crowned brilliant
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Heliomaster longirostris</i>	Colibrí piquilargo	Long billed starthroat
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Lampornis calolaemus</i>	Colibrí montañas gorgimorado	Purple throated mountain gem
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Panterpe insignis</i>	Colibrí garganta de fuego	Fiery throated hummingbird
Trochiliformes	Trochilidae	<i>Selasphorus scintilla</i>	Colibrí chispita gorginaranja	Scintillant hummingbird
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Pharomachrus mocinno</i>	Quetzal	Resplandecent quetzal
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon collaris</i>	Trogón collarejo	Collared trogon

Anexo 5. Distribución de las especies de aves dentro de los tipos de cobertura de uso del suelo para el Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia

Especies	Cobertura de Uso del Suelo				
	Bosque secundario	Bosque de Ribera	Cafetales	Cañales	Urbano
<i>Amaurospiza concolor</i>			X		
<i>Amazilia cyanura</i>		X			
<i>Amazilia rutila</i>					X
<i>Amazilia saucerrottei</i>	X	X	X	X	
<i>Amazilia tzacatl</i>	X	X	X	X	X
<i>Amazona albifrons</i>			X		
<i>Amazona auropalliata</i>			X		
<i>Anthracothorax prevostii</i>				X	
<i>Aramides albiventris</i>		X	X	X	
<i>Arremon brunneinucha</i>	X				
<i>Arremonops rufivirgatus</i>		X	X		
<i>Asio clamator</i>					X
<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	X				
<i>Basileuterus culicivorus</i>	X				
<i>Basileuterus rufifrons</i>	X	X	X	X	
<i>Bolborhynchus lineola</i>	X				
<i>Brotogeris jugularis</i>		X	X	X	X
<i>Bubulcus ibis</i>		X		X	X
<i>Buteo brachyurus</i>					X
<i>Buteo jamaicensis</i>				X	
<i>Buteo plagiatus</i>		X	X	X	X
<i>Buteo platypterus</i>			X		
<i>Campylopterus hemileucurus</i>	X	X			
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>		X		X	X
<i>Cantorchilus modestus</i>	X	X	X	X	X
<i>Caracara cheriway</i>			X	X	
<i>Cardellina canadensis</i>		X			
<i>Cardellina pusilla</i>	X	X		X	
<i>Cathartes aura</i>	X	X	X	X	X
<i>Catharus aurantiirostris</i>	X			X	
<i>Catharus frantzii</i>	X				
<i>Catharus ustulatus</i>	X	X	X		
<i>Chamaepetes unicolor</i>	X				
<i>Chiroxiphia linearis</i>	X	X			

<i>Chloroceryle americana</i>		X			
<i>Chlorophonia callophrys</i>	X				
<i>Chlorospingus flavopectus</i>	X				
<i>Coereba flaveola</i>			X		
<i>Colibri cyanotus</i>	X				
<i>Colinus cristatus</i>				X	
<i>Columba livia</i>					X
<i>Columbina inca</i>		X	X		X
<i>Columbina talpacoti</i>		X	X		
<i>Contopus cinereus</i>		X	X		
<i>Contopus cooperi</i>			X		
<i>Contopus sordidulus</i>		X			
<i>Contopus virens</i>				X	
<i>Coragyps atratus</i>	X	X	X	X	
<i>Cotinga amabilis</i>	X				
<i>Crotophaga sulcirostris</i>				X	
<i>Cyanerpes cyaneus</i>			X		
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	X				
<i>Dives dives</i>		X	X	X	X
<i>Dryocopus lineatus</i>		X	X		X
<i>Elaenia flavogaster</i>			X		
<i>Elaenia frantzii</i>	X				
<i>Elanus leucurus</i>				X	
<i>Empidonax alnorum</i>				X	
<i>Empidonax flavescens</i>	X				
<i>Empidonax flaviventris</i>		X			
<i>Empidonax virescens</i>		X		X	
<i>Eupherusa eximia</i>	X				
<i>Eupherusa nigriventris</i>	X				
<i>Euphonia hirundinacea</i>		X	X		
<i>Euphonia lanirostris</i>			X		
<i>Eupsittula canicularis</i>		X			
<i>Geothlypis poliocephala</i>				X	
<i>Habia rubica</i>		X			
<i>Heliodoxa jacula</i>	X			X	
<i>Heliomaster longirostris</i>			X		
<i>Henicorhina leucophrys</i>	X				
<i>Herpetotheres cachinnans</i>				X	
<i>Hirundo rustica</i>				X	
<i>Hylocichla mustelina</i>			X		
<i>Icterus galbula</i>		X	X		

<i>Ictinia mississippiensis</i>					X
<i>Ictinia plumbea</i>		X			
<i>Lampornis calolaemus</i>	X				
<i>Legatus leucophaeus</i>		X	X	X	X
<i>Leiothlypis peregrina</i>	X	X	X		X
<i>Lepidocolaptes affinis</i>	X				
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>		X	X		X
<i>Leptotila verreauxi</i>	X	X	X	X	
<i>Leuconotopicus villosus</i>	X				
<i>Lonchura malacca</i>				X	X
<i>Megaceryle torquata</i>		X			
<i>Megarynchus pitangua</i>	X	X	X	X	
<i>Megascops choliba</i>					X
<i>Megascops clarkii</i>	X				
<i>Melanerpes formicivorus</i>	X				
<i>Melanerpes hoffmannii</i>		X	X	X	X
<i>Melozone cabanisi</i>		X	X	X	
<i>Melozone leucotis</i>	X	X			
<i>Micrastur ruficollis</i>	X				
<i>Milvago chimachima</i>			X	X	X
<i>Mimus gilvus</i>			X		X
<i>Mniotilta varia</i>	X	X	X		
<i>Molothrus aeneus</i>		X			X
<i>Momotus lessonii</i>	X	X	X		X
<i>Myadestes melanops</i>	X				
<i>Myiachus nuttingi</i>					X
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	X		X	X	X
<i>Myioborus miniatus</i>	X	X			
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	X	X	X		
<i>Myiodynastes maculatus</i>			X		
<i>Myiozetetes similis</i>	X	X	X	X	X
<i>Nyctidromus albicollis</i>				X	
<i>Odontophorus guttatus</i>	X				
<i>Odontophorus leucolaemus</i>	X				
<i>Oreothlypis gutturalis</i>	X				
<i>Ortalis cinereiceps</i>		X	X	X	X
<i>Pachyramphus aglaiae</i>			X		
<i>Pachyramphus cinnamomeus</i>		X			
<i>Pachysylvia decurtata</i>			X		
<i>Panterpe insignis</i>	X				
<i>Passer domesticus</i>					X

<i>Passerina caerulea</i>			X		X
<i>Passerina ciris</i>		X	X		
<i>Passerina cyanea</i>			X		
<i>Patagioenas fasciata</i>	X			X	
<i>Patagioenas flavirostris</i>	X	X	X	X	X
<i>Patagioenas nigrirostris</i>			X		
<i>Pezopetes capitalis</i>	X				
<i>Pharomachrus mocinno</i>	X				
<i>Pheuctitus ludovicianus</i>		X	X		
<i>Pheugopedius rutilus</i>		X			
<i>Piaya cayana</i>	X	X	X	X	X
<i>Pionus senilis</i>		X	X	X	X
<i>Piranga bidentata</i>	X	X		X	
<i>Piranga flava</i>	X	X			
<i>Piranga ludoviciana</i>				X	
<i>Piranga olivacea</i>		X			
<i>Piranga rubra</i>	X	X	X	X	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	X	X	X	X	X
<i>Polioptila plumbea</i>			X		
<i>Psarocolius montezuma</i>		X	X		X
<i>Pselliophorus tibialis</i>	X				
<i>Pseudocolaptes lawrencii</i>	X				
<i>Psilorhinus morio</i>	X	X	X	X	X
<i>Psittacara finschii</i>		X	X	X	X
<i>Ptiliogonys caudatus</i>	X				
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>		X	X	X	X
<i>Pyrilia haematotis</i>				X	
<i>Quiscalus mexicanus</i>		X	X	X	X
<i>Ramphastos sulfuratus</i>		X	X	X	X
<i>Riparia riparia</i>					X
<i>Rupornis magnirostris</i>		X		X	
<i>Saltator atriceps</i>			X		
<i>Saltator coerulescens</i>		X	X	X	X
<i>Saltator maximus</i>	X	X	X	X	
<i>Sayornis nigricans</i>		X			
<i>Scytalopus argentifrons</i>	X				
<i>Selasphorus scintilla</i>	X				
<i>Setophaga castanea</i>		X			
<i>Setophaga fusca</i>	X	X			
<i>Setophaga occidentalis</i>	X				
<i>Setophaga pensylvanica</i>		X	X		X

<i>Setophaga petechia</i>	X	X	X	X	X
<i>Setophaga ruticilla</i>		X	X		
<i>Setophaga townsendi</i>	X				
<i>Setophaga virens</i>	X				
<i>Spinus psaltria</i>	X			X	
<i>Spinus xanthogastrus</i>	X				
<i>Sporophila corvina</i>		X	X		
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>		X	X		X
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>		X		X	
<i>Streptoprocne zonaris</i>	X	X			X
<i>Sturnella magna</i>				X	
<i>Tapera naevia</i>		X	X		
<i>Thamnophilus doliatus</i>		X	X	X	
<i>Thraupis episcopus</i>		X	X	X	X
<i>Thraupis palmarum</i>					X
<i>Thryophilus rufalbus</i>		X	X		
<i>Tiaris olivaceus</i>		X	X	X	X
<i>Tityra inquisitor</i>		X	X		
<i>Tityra semifasciata</i>		X	X	X	
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>		X	X		
<i>Troglodytes aedon</i>	X	X	X	X	X
<i>Trogon collaris</i>	X				
<i>Turdus grayi</i>	X	X	X	X	X
<i>Turdus plebejus</i>	X				
<i>Tyrannus melancholicus</i>		X	X	X	X
<i>Vermivora chrysoptera</i>	X	X			
<i>Vireo flavifrons</i>	X	X	X		
<i>Vireo flavoviridis</i>			X		X
<i>Vireo leucophrys</i>	X				
<i>Vireo olivaceus</i>		X		X	
<i>Vireo philadelphicus</i>	X	X	X		X
<i>Volatinia jacarina</i>			X		
<i>Xiphorhynchus lachrymosus</i>				X	
<i>Zenaida asiatica</i>		X	X		X
<i>Zentrygon chiriquensis</i>	X				
<i>Zentrygon costaricensis</i>	X				
<i>Zonotrichia capensis</i>	X		X	X	X

Anexo 6. Lista de especies de árboles registrados en el perfil de vegetación dentro del Corredor Biológico Interurbano El Achiote de Grecia

Familia	Nombre común	Nombre científico
Adoxaceae	Arrayán	<i>Viburnum costaricanum</i>
Anacardiaceae	Cedrillo	<i>Tapirira sp.</i>
Anacardiaceae	Jocote	<i>Spondias purpurea</i>
Anacardiaceae	Mango	<i>Mangifera indica</i>
Anacardiaceae	Espavel	<i>Anacardium excelsum</i>
Anacardiaceae	Cirrí colorado	<i>Mauria heterophylla</i>
Anacardiaceae	Ron Ron	<i>Astronium graveolens</i>
Annonaceae	Anona	<i>Annona sp.</i>
Araliaceae	Cacho de venado	<i>Oreopanax xalapensis</i>
Araliaceae	Cacho de venado	<i>Dendropanax sp.</i>
Arecaceae	Palma rabo de zorro	<i>Wodyetia bifurcata Irvine</i>
Bignoniaceae	Corteza amarilla	<i>Tabebuia ochraceae</i>
Burseraceae	Indio desnudo	<i>Bursera simarouba</i>
Celastraceae	Corroncho	<i>Zinowiewia costaricensis</i>
Cupressaceae	Ciprés	<i>Cupressus lussitanica</i>
Euphorbiaceae	Targuá	<i>Croton draco</i>
Fabaceae	Guaba	<i>Inga sp.</i>
Fabaceae	Chaperno	<i>Lonchocarpus sp.</i>
Fabaceae	Carao	<i>Cassia grandis</i>
Fabaceae	Guachipelín	<i>Diphysa americana</i>
Fagaceae	Roble	<i>Quercus salicifolia</i>
Lauraceae	Nectandra	<i>Nectandra sp.</i>
Lauraceae	Aguacatillo	<i>Cinnamomum triplinerve</i>
Malvaceae	Panamá	<i>Sterculia apetala</i>
Malvaceae	Sotacaballo	<i>Luehea divaricata</i>
Melastomataceae	Santamaría	<i>Miconia argentea</i>
Meliaceae	Cedro amargo	<i>Cedrela odorata</i>
Meliaceae	Cedro dulce	<i>Cedrela tonduzii</i>
Moraceae	Higuerón	<i>Ficus sp.</i>
Moraceae	Ojoche	<i>Brosimum alicastrum</i>
Myrtaceae	Arrayán	<i>Myrcia splendens</i>
Myrtaceae	Guayaba	<i>Psidium guajava</i>
Myrtaceae	Falso corcho	<i>Melaleuca quinquenervia</i>
Pricamniaceae	Chilillo	<i>Pricamnia antidesma</i>
Primulaceae	Ratoncillo	<i>Myrsine coriacea</i>
Primulaceae	Canelo	<i>Ardisia revoluta</i>
Proteaceae	Atuncillo	<i>Roupala montana</i>
Rhamnaceae		<i>Rhamnus sp.</i>

Rosaceae	Níspero	<i>Eriobrotrya japonica</i>
Rubiaceae	Cafecillo	<i>Psychotrya sp.</i>
Rubiaceae		<i>Rondeletia sp.</i>
Salicaceae		<i>Casearia sp.</i>
Sapindaceae	Jaboncillo	<i>Sapindus saponaria</i>
Sapindaceae	Cojote venado	<i>Cupania sp.</i>
Sapindaceae	Periquillo	<i>Thouinidium decandrum</i>
Sapindaceae	Mamón verde	<i>Melicoccus bijugatus</i>
Simaroubacea	Aceituno	<i>Simarouba glauca</i>
Solanaceae		<i>Solanum sp.</i>
Solanaceae	Güitite	<i>Acnistus arborescens</i>
Staphyleaceae	Fresno	<i>Turpinia occidentalis</i>
Styracaceae	Capulín	<i>Styrax argenteus</i>
Verbenaceae	Dama	<i>Citharexylum macradenium</i>
Winteraceae	Chilemuelo	<i>Drymis granadensis</i>
Zygophyllaceae	Guayacán real	<i>Guaiacum sanctum</i>