

**Efecto de la implementación de jardines urbanos sobre la avifauna en el campus
de la Corporación Universitaria Lasallista**

Trabajo de grado para optar por el título de Médica Veterinaria

Andrea Galeano Román

Asesores

Dr. Sc. Silvia Posada Arias

M. Sc. David Ocampo.

Corporación Universitaria Lasallista

Programa de Medicina Veterinaria

Caldas -Antioquia

2019

Contenido

Introducción	¡Error! Marcador no definido.
Justificación y planteamiento del problema	8
Marco teorico	10
Objetivos	17
Objetivo general	17
Metodología	¡Error! Marcador no definido.
Resultados	22
Discusión y conclusiones	31
Bibliografía.....	¡Error! Marcador no definido.

Lista de tablas

Tabla 1. Especies de plantas sembradas y cantidad sembradas en la intervención con vegetación.	20
Tabla 2. Lista de especies registradas durante los censos. Tratamiento 1) Censos antes de la intervención, 2) Después de sembrar el jardín.	22
Tabla 3. Especies identificadas por canto durante los censos	24
Tabla 4. Gremio trófico y número de especies.....	28

Resumen

La gran diversidad de aves en Colombia, permite que muchas especies se encuentren en zonas urbanas y periurbanas; en donde los asentamientos humanos traen consigo la fragmentación de bosques y con ello una disminución de estas. Algunas de ellas logran adaptarse a los cambios, sin embargo, para otras este proceso puede ser más crítico. Las ciudades al evolucionar se encuentran obligadas a generar conocimiento relacionado con la biodiversidad y sus dinámicas ecológicas en estos ambientes. En centros universitarios, podría ser útil la implementación de jardines urbanos, con el fin de determinar la relación directa e indirecta sobre la avifauna, que traería consigo, procesos de sensibilización de la comunidad académica. El objetivo de este estudio fue documentar el efecto de la implementación de un jardín urbano sobre la avifauna, en el campus de la Corporación Universitaria Lasallista. Para cumplir esto, fueron sembradas 132 unidades de plantas que fueron seleccionadas por sus propiedades de atraer diversas especies de polinizadores e insectos, y se estableció un punto fijo de observación, con un radio de 30 metros, en donde se recopiló información de las especies de aves que interactuaban en este sitio, y un estimado de su población mediante un muestreo de observación directa. Fueron registrados un total de 303 individuos por observación directa pertenecientes a 43 especies, distribuidas en 20 familias y 10 órdenes. El conteo de especies e individuos entre tratamientos fue diferente, ya que se consideró menor en el segundo tratamiento en comparación con el primero. Algunos individuos de diversas especies de aves, pueden estar movilizándose entre los remanentes de bosque que se encuentran aledaños a áreas conservadas y permanecen periodos cortos de tiempo dentro del Campus Universitario lo cual pudo

generar una alteración en los censos realizados y en la diferencia en los conteos de especies entre tratamientos, sin embargo, se puede considerar alto el número de especies reportadas, ya que muchas de estas, han sido registradas en el refugio de vida silvestre del Alto de San Miguel.

Palabras claves: polinizadores, deforestación, entomófilas, aves, censos

Introducción

La principal amenaza de la diversidad biológica es la fragmentación y transformación del hábitat natural, promovido por los asentamientos humanos y la deforestación, que crean un paisaje alterado con reducidas áreas naturales (Marín, Álvarez, Giraldo, Pyrcz, & Uribe, 2014). Las poblaciones originales de especies del interior de bosque pueden llegar a fragmentarse en los parches de vegetación resultantes, lo que podría producir extinciones locales (Andrade-C, 1998). Sin embargo precisamente el estudio de esta biodiversidad en remanentes boscosos, puede suministrar herramientas para el diseño de estrategias de conservación, que permitan maximizar la persistencia de la diversidad local mediante el favorecimiento de diferentes grados de conectividad (Marín et al., 2014).

Las aves son uno de los grupos más diversos proveedores de servicios ecosistémicos que son los beneficios que los humanos obtienen de los ecosistemas, tales como: provisión de alimento, plumón para prendas de vestir y guano para fertilizantes; regular la eliminación de cadáveres y desechos, control de poblaciones de plagas de invertebrados y vertebrados, polinización y dispersión de las semillas de las plantas; servicios culturales como el arte y la religión. (Sekercioglu, 2006)

La gran diversidad de aves en Colombia, no sólo habita en sus diferentes ecosistemas naturales, sino en zonas urbanas y periurbanas, como sucede en el Valle de Aburrá o la Sabana de Bogotá, en sus parques y jardines (Delgado-velez & Correa-hernandez, 2013). Estas ciudades están cambiando en complejidad arquitectónica, obras de ingeniería, número de habitantes y extensión, por lo tanto allí también se

requiere del conocimiento de la biodiversidad de estos espacios y sus dinámicas ecológicas en estos ambientes. El objetivo de esta investigación se empezó con la documentación de la avifauna y el efecto de la implementación de un jardín que incluye plantas entomófilas, en la composición del ensamblaje de aves.

Justificación y planteamiento del problema

El municipio de Caldas se encuentra localizado al sur del Valle de Aburrá. Posee grandes extensiones de zonas naturales con amplias áreas boscosas, y limita con el río Aburrá, una importante fuente de recurso hídrico. Estas características hacen importante realizar estudios sobre ecología poblacional, abundancia relativa e identificación de especies de animales silvestres. El estudio sobre la fauna y flora que allí habita, también ofrece la oportunidad de llevar conocimiento a las personas de poblaciones, y zonas aledañas al municipio de Caldas – Antioquia, sobre la importancia de valorar y cuidar su biodiversidad (L. . Quintana & Carmona, 2014).

Una de las principales preocupaciones ambientales a nivel mundial, está relacionada con la degradación de los ecosistemas debido a las actividades antrópicas (D. . Herrera, 2018). Esta es una de las causas por la que muchas especies de plantas y animales han desaparecido o se han incluido en las listas roja de especies amenazadas, por lo tanto, diversas entidades gubernamentales ambientales se han propuesto establecer medidas que permitan preservar los ecosistemas naturales como fuente fundamental de diferentes servicios y recursos ecosistémicos (D. Herrera, 2018; Mooney et al., 2005)

El campus de la Corporación Universitaria Lasallista cuenta con extensas áreas verdes y de jardines estéticos a la vista de la comunidad académica, sin embargo no tienen una evidente función biológica (desiertos verdes). Estos espacios podrían ser mejor aprovechados en pro de la conservación de especies presentes en la zona. Proveer a los polinizadores de una mayor oferta de plantas hospederas y nectaríferas,

podría aumentar la población de estos; y al ser la base de la red trófica, su presencia podría atraer diferentes invertebrados y vertebrados (aves, reptiles, anfibios y pequeños mamíferos), ya que son un indicador de disponibilidad de recursos.

La implementación de jardines urbanos, y su relación directa e indirecta sobre la avifauna, en el campus de la Corporación Universitaria Lasallista, podría sensibilizar la comunidad universitaria debido al impacto esperado. El resultado de esta investigación podría guiar estrategias de organización de paisajes urbanos, permitiendo la implementación de jardines de polinizadores en otros espacios de características similares.

El conocimiento del uso del hábitat, gremios alimenticios, diversidad taxonómica y comportamientos de las diferentes especies de aves presentes en la Corporación Universitaria Lasallista y la inclusión directa de la comunidad educativa en las acciones de conservación y de socialización de los resultados obtenidos, constituye una herramienta de gran importancia para el fomento de alternativas de desarrollo sostenible, con miras a la protección del recurso natural como patrimonio nacional de relevancia cultural, científica, económica, ecológica y social.

Marco teórico

La transformación y fragmentación del hábitat natural se reconocen a escala mundial como las principales amenazas para la diversidad biológica (Valencia, Gil, & Constantino, 2005). La deforestación alrededor de grandes concentraciones urbanas usualmente crea un paisaje afectado con reducidas áreas naturales (Marín et al., 2014). Las poblaciones originales de especies de bosque pueden llegar a fragmentarse de tal modo que las manchas resultantes no pueden mantenerlas, produciéndose extinciones locales (Andrade-C, 1998). El estudio de la biodiversidad en estos remanentes provee herramientas útiles para el diseño de estrategias de conservación que permiten maximizar la persistencia de la diversidad local favoreciendo su conectividad (Marín et al., 2014).

Hay dos grandes clases de grupos indicadores de diversidad y de procesos ecológicos. Los primeros, permiten estimar la diversidad en un área determinada, información que puede ser extrapolada a otros grupos afines no inventariados. El segundo grupo permite evaluar cambios ambientales o interacciones entre especies, haciendo posible evaluar el impacto generado por diferentes tipos de disturbios (Álvarez et al., 2006; Halffter, Moreno, & Pineda, 2001). Algunos grupos indicadores citados para caracterizar la diversidad a través de su inventario, comprenden taxones de plantas, vertebrados (aves) e invertebrados (insectos), los cuales han sido tradicionalmente usados para la estimación de diversidad y suministran información confiable sobre el estado de conservación de un hábitat (Álvarez et al., 2006).

Indicadores biológicos

El término indicador se ha definido como una medida indirecta de algún proceso o patrón, es decir, una variable asociada a lo que realmente se quiere medir, pero que por diferentes razones se dificulta o imposibilita su medición directa (Reyes-Novelo, Meléndez Ramírez, Virginia Delfín González, & Ayala, 2009; Rivera & Foster, 1997).

Los indicadores biológicos son grupos de especies o grupos taxonómicos que con su presencia pueden indicar el estado de la biota en términos de su biodiversidad y biogeografía, además de medir el efecto de la intervención humana (Valencia et al., 2005). Esto, con el fin de preservar o tomar medidas de protección de hábitats y especies (D. . Herrera, 2018; Wilkomirski, 2013) con base en los requerimientos específicos en el lugar que habita, en particular para organismos que tienen tolerancias ambientales estrechas (D. Herrera, 2018).

El uso de insectos como bioindicadores de hábitat obedece a cinco aspectos fundamentales, alta riqueza y diversidad de especies, fácil manipulación, fidelidad ecológica, fragilidad frente a perturbaciones mínimas y corta temporalidad generacional (Andrade-C, 1998). Las mariposas (orden Lepidóptera) son consideradas uno de los grupos de insectos más confiables para ser utilizados como bioindicadores en estudios de inventario o monitoreo de biodiversidad (Álvarez et al., 2006) ya que poseen ciclos de vida cortos (Montero & Ortiz, 2013, 2014c, 2014a, 2014b; Olarte-Quiñonez, Acevedo-Rincón, Ríos-Málaver, & Carrero-Sarmiento, 2016) y tienen una alta sensibilidad a los cambios de las condiciones abióticas como la temperatura, humedad relativa e intensidad lumínica, así como a las variables bióticas (estructura y composición florística) (Bonebrake, Ponisio, Boggs, & Ehrlich, 2010; Brown & Freitas, 2000;

Olarte-Quiñonez et al., 2016). Además, son un grupo abundante en paisajes naturales y modificados, por lo que el inventario de sus comunidades con medidas de la diversidad constituye una herramienta importante para evaluar la salud de un ecosistema (Olarte-Quiñonez et al., 2016; Orozco, Muriel, & Palacio, 2009; Pollard & Yates, 1994; Santos, Marini-Filho, Victor, Freitas, & Uehara-Prado, 2015). Por otro lado, las abejas (Hymenoptera: Apoidea) son consideradas especies clave en muchos ecosistemas naturales, así como en agroecosistemas, por su importante papel en la polinización (Mooney et al., 2005; Pinilla-Gallego, Fernández, & Nates-Parra, 2016; Vaissière, Freitas, & Gemmill-Herren, 2011). Evaluar a las abejas como potenciales indicadores resulta esencial, dada su importancia en el mantenimiento de las comunidades naturales y en el proceso de recuperación de áreas perturbadas, ya que intervienen en la reproducción de más del 50% de las plantas superiores (Angiospermas), al actuar como vectores de polen (polinizadores) (Reyes-Novelo et al., 2009).

Para estudios de este tipo, no se considera el empleo de una sola especie como indicadora, ya que para la documentación de la biodiversidad es necesario aproximarse desde la perspectiva de paisaje, puesto que, es en las comunidades y los ensambles de especies donde se pueden medir o estimar los cambios (Álvarez et al., 2006; Halffter, Soberón, Koleff, & Melic, 2005; Noss, 1990; Reyes-Novelo et al., 2009). En ecosistemas terrestres se proponen estudios de restauración ecológica a partir de organismos bioindicadores tales como aves, anfibios y reptiles, insectos y plantas (Líquenes) (D. Herrera, 2018).

Avifauna urbana

Las aves existen en casi todos los rincones del mundo, selvas, desiertos, mares, tundras, sabanas, páramos, entre otros ecosistemas. Sus patrones de radiación adaptativa, las han convertido en uno de los grupos más exitosas del reino animal, quizás promovido por el vuelo como medio de locomoción (Rivera Vergara, 2016).

El número de especies registradas en el listado de aves de Colombia asciende a 1.934 especies (excluyendo especies exóticas que no han establecido poblaciones) (Donegan, Ellery, Pacheco, Verhelst, & Salaman, 2018). Por su posición geográfica Colombia es paso obligado para las grandes migraciones de aves que atraviesan el continente, desde el norte de Canadá hasta el sur del Brasil, Paraguay o el norte de Argentina. También llegan a Colombia migraciones de aves que vienen del cono sur a resguardarse del invierno austral, desde Argentina, Paraguay y Brasil (Olarte, Fernando, & Prieto, 2009).

Desafortunadamente, la biodiversidad colombiana y los ecosistemas originales donde ésta se encuentra están siendo alterados por un amplio número de factores. La minería, la ganadería, la plantación comercial de especies exóticas, la extracción ilegal y legal de madera y los cultivos ilícitos están causando deforestación y fragmentación de los bosques (Delgado-velez & Correa-hernandez, 2013; Fjeldså, Álvarez, Lazcano, & León, 2005). Esto se es preocupante pues las aves presentan al medio ambiente una gran cantidad de factores benéficos que en la mayoría de los casos se encuentran íntimamente relacionados con el tipo de alimentación de los mismos (Rivera Vergara, 2016). Son organismos muy eficientes que, con su presencia o ausencia, indican la calidad ambiental en áreas naturales, rurales o urbanas. Un ave que deja de

observarse en un parque o en una ciudad, podría indicar el deterioro ambiental del parque o de la ciudad (Olarte et al., 2009). El rápido crecimiento en complejidad arquitectónica, obras de ingeniería, número de habitantes y extensión que se vive en las principales ciudades de Colombia (Bárcena, 2001; Delgado-velez & Correa-hernandez, 2013) tiene un impacto en la diversidad de aves, no sólo como un reflejo de sus ecosistemas, sino como evidencia en los parques y jardines de los municipios y ciudades de todo el país (Olarte et al., 2009).

Servicios ecosistemicos

Son aquellos beneficios que obtienen los humanos de los ecosistemas. Por ejemplo, si una función ecológica de las aves es el control de plagas, esto sería considerado un servicio ecosistémico.

Los servicios ecosistémicos de las aves se clasifican en dos tipos: regulación y soporte.

Los servicios de regulación son:

- Dispersión de semillas: Realizada principalmente por aves frugívoras, quienes logran hacer dispersión a larga distancia y a diferentes áreas. Es la función ecológica de mayor influencia en las aves, especialmente en los trópicos. Están relacionadas con el mantenimiento integral de la diversidad de plantas.
- Polinización: Realizada principalmente por aves nectarívoras. Son dispersoras de polen especialmente en especies de plantas con escasamente distribuidas con poblaciones aisladas.

- Control de plagas: Su principal proveedor son las aves que se alimentan de invertebrados y vertebrados. Ayudan en el control de poblaciones de insectos, roedores y otros, que pueden llegar a afectar la economía humana.
- Eliminación de cadáveres y desechos: Aquellas aves carroñeras que se alimentan de animales muertos.

Las aves que prestan los servicios de soporte son aquellas como las aves acuáticas que en su guano transportan nutrientes entre ecosistemas acuáticos y terrestres y viceversa. Esta función ecológica proporciona el servicio de fertilización de cultivos, que puede ocurrir a miles de kilómetros de la fuente original de nutrientes. Otro grupo de aves que contribuye al servicio de soporte son las que hacen parte de los ecosistemas de ingeniería a través de la construcción de cavidades y madrigueras que sirven como refugio a otras especies (Sekercioglu, 2006).

Polinizadores

La polinización es un proceso vital para el mantenimiento de la biodiversidad en la tierra. De ella depende la reproducción de cerca de 90% de las plantas con flor, mismas que desaparecerían si sus visitantes no las polinizaran (Arismendi, 2009). Este proceso se define como la transferencia de polen (célula masculina) desde los estambres (parte masculina de la flor) hasta el estigma (parte femenina de la flor) y hace posible la fecundación, y por lo tanto la producción de frutos y semillas (Pantoja, Smith-Pardo, García, Sáenz, & Rojas, 2014; Secretaría de Medio Ambiente de Medellín, 2017).

Los polinizadores son un grupo de animales, principalmente insectos, que proveen de un servicio ecosistémico importante al facilitar la conectividad de los hábitats mediante el transporte de polen de una población a otra (Ramírez-Segura & Wallace, 2015) Los visitantes florales no son siempre polinizadores: muchos organismos son atraídos a las flores, pero no todos son sus polinizadores, su papel en la polinización de las flores dependerá entre otras cosas de su identidad (especies o género), tamaño, edad, y experiencia previa (Pantoja et al., 2014).

Objetivos

Objetivo general

Documentar el efecto de la implementación de un jardín urbano sobre la avifauna, en el campus de la Corporación Universitaria Lasallista.

Objetivos específicos

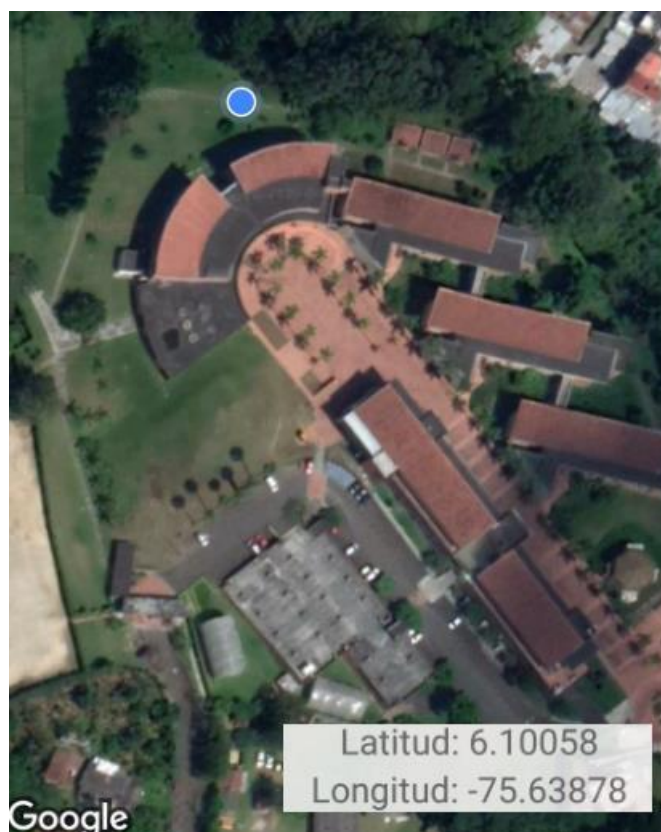
- Identificar las especies de aves en el campus de la Corporación Universitaria Lasallista.
- Identificar cambios en la composición de las especies de avifauna, después de la implementación de un jardín para polinizadores, en el campus de la Corporación Universitaria Lasallista.

Metodología

Área de estudio

La presente investigación se realizó en la Corporación Universitaria Lasallista (**Figura 1**), localizada a una altura de 1.750 metros sobre el nivel del mar, temperatura promedio de $19^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$, humedad $82\% \pm 5\%$ y 2.333,61 mm/año de precipitación, en el Municipio de Caldas, Antioquia.

Figura 1. Coordenadas e imagen satelital del área de estudio.



Técnicas de muestreo

- Registro de avifauna

Se estableció un punto fijo de observación, con un radio de 30m, en donde se recopiló información de las especies de aves y un estimado de su población mediante un muestreo de observación directa. Se utilizaron binoculares, libreta de anotaciones, lápiz y guías de campo con el fin de realizar de las detecciones visuales de las aves. El avistamiento se realizó en absoluto silencio. Los muestreos fueron realizados en las horas consideradas como las de mayor actividad (entre las 5:00 am y 6:00 am, hasta las 10:30 am) y hacia el final de la tarde (desde las 4:00 pm, hasta las 5:30 pm y 6:30 pm). Cada ave registrada se describió con el mayor detalle posible con el fin de lograr su identificación. Se recogió información sobre tamaño, forma, coloración, canto y comportamiento (Álvarez et al., 2006). Además, se compararon los datos obtenidos con la guía de ilustrada de la avifauna colombiana, con el fin de identificar las aves observadas (Ayerbe-Quiñones, 2018).

Jardín

Se ubicó un área de 50 m² (aislado del flujo estudiantil), en donde fueron sembradas 132 unidades de plantas que fueron seleccionadas por sus propiedades de atraer diversas especies de polinizadores e insectos (Jardín botánico Joaquin Uribe, 2019). Fueron excluidas las plantas, consideradas y clasificadas, como exóticas invasoras de Colombia (Cardenas, Baptiste, & Castaño, 2017).

Tabla 1. Especies de plantas sembradas y cantidad sembradas en la intervención con vegetación.

NOMBRE COMUN	NOMBRE CIENTÍFICO	CANTIDAD
Bella a las once, verdolaga, portulaca.	<i>Portulaca spp.</i>	10
Clavellina	<i>Dianthus caryophyllus</i>	15
Coral/coralillo	<i>Ixora spp.</i>	3
Gardenia	<i>Gardenia jasminoides</i>	3
Habano	<i>Nerium oleander</i>	3
Jazmín de noche	<i>Cestrum nocturnum</i>	3
Lantana	<i>Lantana camara</i>	20
Lavanda	<i>Lavandula spp.</i>	10
Lluvia de oro	<i>Pyrostegia venusta</i>	2
Novio, geranio	<i>Pelargonium spp.</i>	15
Salvia blanca	<i>Salvia officinalis</i>	5
Salvia flor	<i>Salvia splendens</i>	5
Penta	<i>Pentas lanceolata</i>	15
Verbena	<i>Stachytarpheta spp.</i>	20
Zinnias	<i>Zinnia spp.</i>	20

Análisis de datos

- Diversidad alfa

Con los registros visuales, auditivos y de redes de niebla, de todos los individuos de cada especie, se calculó la diversidad alfa, que corresponde a la riqueza de especies de una comunidad particular. Posteriormente mediante análisis de curvas de acumulación de especies, se graficó la curva de acumulación observada y las curvas de especies esperadas a partir de los datos obtenidos en el muestreo, usando métodos

no paramétricos (Chao y Jack-nife de primer y segundo orden, con el fin de obtener valores extrapolados de diversidad alfa y representatividad del muestreo. Para esto se utilizó el programa BioDiversity Pro 2.0) (McAleece, Lamshead, & Paterson., 1997).

- Análisis de similitud

Se utilizaron los índices de similitud mediante un análisis de cluster Bray- Curtis (Bray & Curtis, 1957). Estos permiten identificar el grado de heterogeneidad en la distribución de la diversidad a escala espacial, integrando la abundancia de cada especie.

Resultados

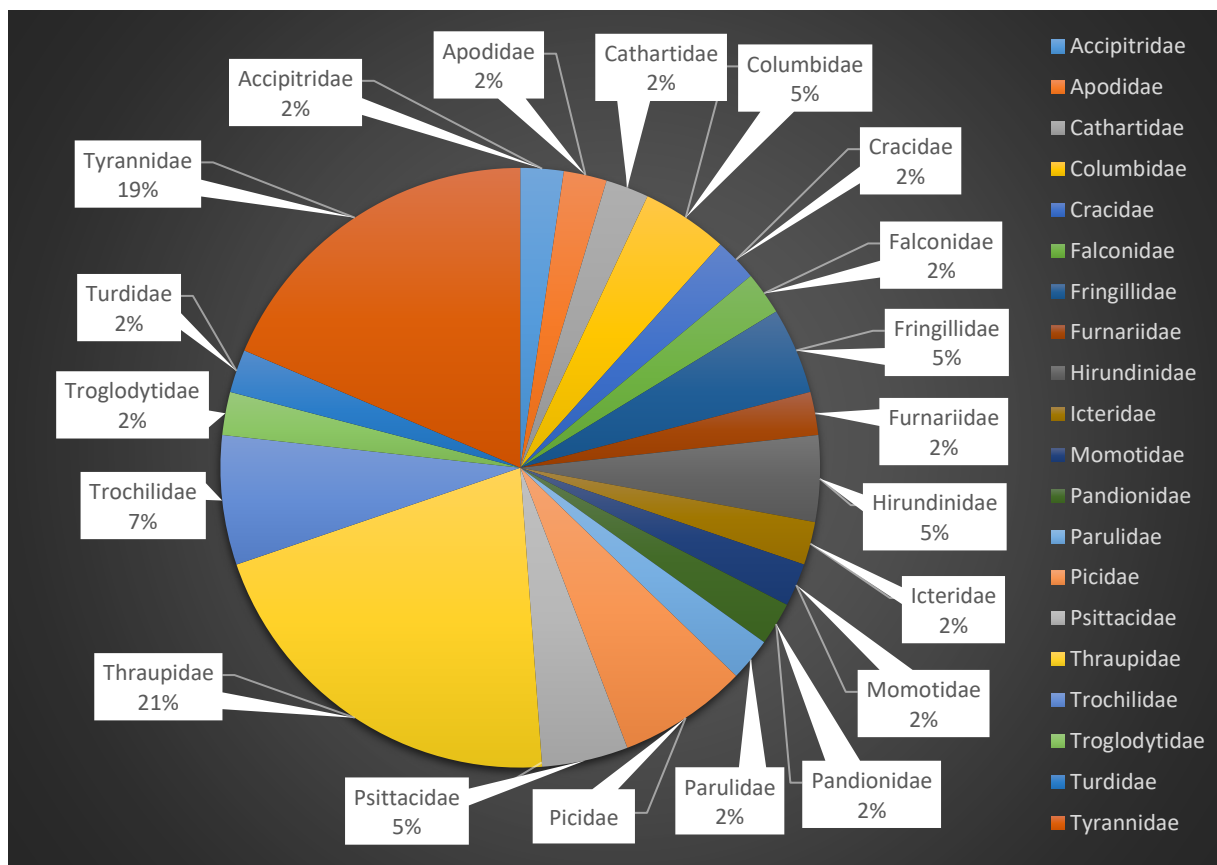
Durante los 13 censos realizados se registraron un total de 303 individuos por observación directa pertenecientes a 43 especies, distribuidas en 20 familias y 10 órdenes (**Tabla 2**). La familia con mayor representatividad fue Thraupidae con el 21% de las especies registradas, seguido por familias como Tyrannidae 19%, Trochilidae y Picidae 7%, Columbidae, Fringillidae, Hirundinidae y Psittacidae 5% (**Figura 2**).

Tabla 2. Lista de especies registradas durante los censos. Tratamiento 1) Censos antes de la intervención, 2) Después de sembrar el jardín.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	GREMIO	TRATAMIENTO 1	TRATAMIENTO 2	TOTAL
Accipitriformes	Pandionidae	<i>Elanus leucurus</i>	C	1	0	1
	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	C	2	0	2
Apodiformes	Trochilidae	<i>Amazilia saucerrottei</i>	N	1	2	3
		<i>Amazilia tzacatl</i>	N	1	1	2
		<i>Cholorostilbon melanorhynchus</i>	N	0	2	2
	Apodidae	<i>Streptoprocne rutila</i>	I	2	0	2
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	C	2	3	5
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	S	7	10	17
		<i>Zenaida auriculata</i>	S	1	11	12
Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus aequatorialis</i>	I	2	4	6
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	C	9	13	22
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis columbiana</i>	F	2	0	2
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus ignobilis</i>	F	24	4	28
	Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	I	3	0	3
		<i>Elaenia flavogaster</i>	I	2	0	2
		<i>Myiophobus fasciatus</i>	I	0	2	2
		<i>Myiozetetes cayanensis</i>	I	2	1	3
		<i>Sayornis nigricans</i>	I	1	1	2
		<i>Tyrannus melancholicus</i>	I	12	4	16
		<i>Zimmerius chrysops</i>	I	12	2	14
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	O	11	4	15
Fringillidae	<i>Euphonia lanirostris</i>	F	1	0	1	
	<i>Spinus psaltria</i>	S	2	1	3	
	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	I	1	1	2
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	I	5	0	5	
	<i>Stelgidopteryx</i>	I	2	0	2	

		<i>ruficollis</i>				
	Thraupidae	<i>Saltator striatipectus</i>	O	1	1	2
		<i>Sicalis flaveola</i>	S	2	2	4
		<i>Stilpnia heinei</i>	F	8	3	11
		<i>Stilpnia vitriolina</i>	F	1	0	1
		<i>Tangara gyrola</i>	F	1	0	1
		<i>Thraupis episcopus</i>	F	21	8	29
		<i>Thraupis palmarum</i>	I	9	18	27
		<i>Coereba flaveola</i>	N	6	15	21
		<i>Volantina jacarina</i>	S	2	0	2
	Parulidae	<i>Setophaga fusca</i>	I	1	0	1
	Furnariidae	<i>Synallaxis azarae</i>	I	3	0	3
	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	I	0	1	1
Piciformes	Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	I	0	1	1
		<i>Melanerpes formicivorus</i>	N, I	14	7	21
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Ara macao</i>	O	0	1	1
		<i>Forpus conspicillatus</i>	S	3	0	3
						303

Figura 2. Representatividad de especies por familias



Entre las especies más abundantes estuvieron el Azulejo (*Thraupis episcopus*) con 29 individuos en total y el azulejo palmero o verdulejo (*Thraupis palmarum*) con 27 individuos en total. Las dos especies del mismo género, comparen los hábitat frecuentados a lo largo de su distribución, particularmente en áreas urbanas de la Cordillera Central de Colombia, donde son especies abundantes (Osorio-Mendez & Marin-Gomez, 2016).

Durante los censos se pudo identificar auditivamente algunas especies (**Tabla 3**), entre las cuales estaban la Mirla Patinaranja (*Catharus aurantiirostris*) (**Figura 3**), el Carpintero buchipecoso (*Colaptes punctigula*), el Carpintero Habado (*Melanerpes rubricapillus*) y la Maria Mulata (*Quiscalus mexicanus*). Estas no hacen parte de las aves identificadas visualmente pero pudieron ser observadas fuera del tiempo de los censos.

La vocalización de la Mirla patinaranja (*Catharus aurantiirostris*) al igual que la presencia y vocalización del Piscuis (*Synallaxis azarae*) fueron constantes durante los censos realizados durante el primer tratamiento y pasaron a estar ausentes durante el segundo tratamiento.

Tabla 3. Especies identificadas por canto durante los censos

<i>Amazilia tzacatl</i>
<i>Catharus aurantiirostris</i>
<i>Coereba flaveola</i>
<i>Colaptes punctigula</i>
<i>Elaenia flavogaster</i>
<i>Forpus conspicillatus</i>
<i>Melanerpes formicivorus</i>

<i>Melanerpes rubricapillus</i>
<i>Ortalis columbiana</i>
<i>Pitangus sulphuratus</i>
<i>Quiscalus mexicanus</i>
<i>Setophaga fusca</i>
<i>Stilpnia heinei</i>
<i>Synallaxis azarae</i>
<i>Thraupis episcopus</i>
<i>Tyrannus melancholicus</i>
<i>Zimmerius chrysops</i>

Figura 3. *Catharus aurantiirostris* y *Colaptes punctigula*. Fotos de Gabriel Jaime



Luego de la implementación del jardín, se registraron dos especies que no habían sido observadas durante el primer tratamiento, estos fueron una hembra de Colibrí esmeralda occidental (*Cholorostilbon melanorhynchus*) que se alimentaba ocasionalmente de las plantas de Verbenas (*Stachytarpheta spp*) y Salvia flor (*Salvia splendens*) y un atrapamoscas pechirayado (*Myiophobus fasciatus*) (**Figura 4**).

Figura 4. Ejemplar de *Myiophobus fasciatus*. Foto por Gabriel Jaime Acevedo.



Dentro de las especies que había sido registradas en el primer tratamiento, se pudieron observar haciendo uso del jardín un Mielero común (*Coereba flaveola*) sobre un arbusto de Coral (*Ixora* spp) (**Figura 5**); y también, en las enredaderas de lluvia de oro (*Pyrostegia venusta*), se observó un ejemplar de Sirirí común (*Tyrannus melancholicus*).

La clasificación de las especies observadas de acuerdo a su gremio trófico, permite agruparlas bajo ciertos patrones de alimentación con el objeto de posibilitar la

realización de inferencias ecológicas sobre el uso general del hábitat (Colorado-Z, 2004).

Figura 5. Ejemplar de Mielero común (*Coereba flavola*) alimentándose de flores de coral (*Ixora sp*). Foto por Gabriel Jaime Alvarez.



De acuerdo a los principales recursos de los que se alimentaban las especies identificadas, se clasificaron los principales gremios tróficos: Insectos (I), Frutas (F), Néctar (N), Semillas (S), Omnívoras (O) y Carnívoras/Carroña (C) (**Tabla 4**).

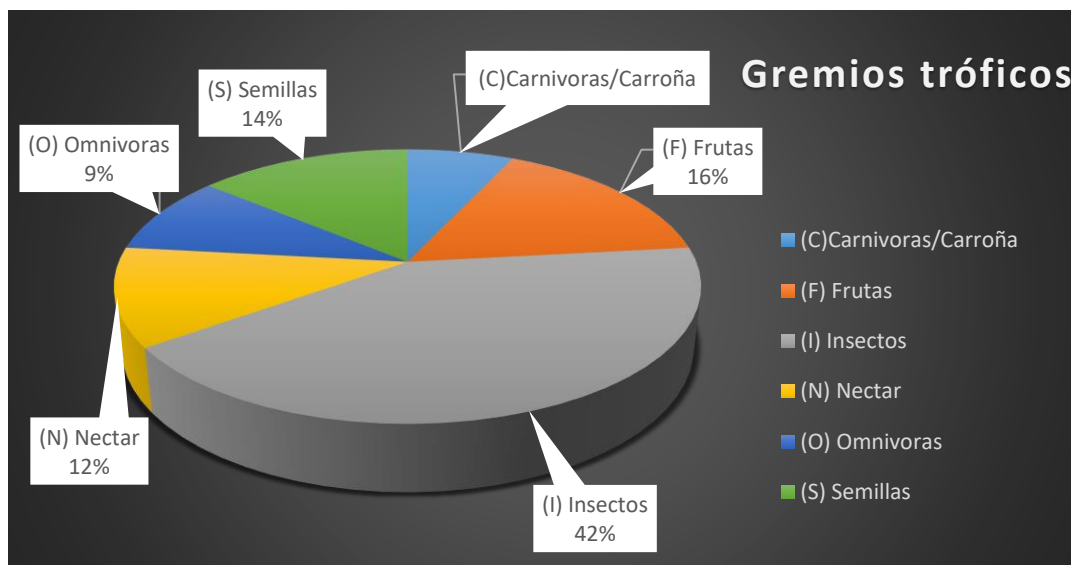
De 43 especies registradas por observación, el gremio que tuvo mayor representación fue el de los insectívoros (42%) conformado principalmente por las familias de los atrapamoscas (Tyrannidae) y golondrinas (Hirundinidae) (**Figura 6**).

Tabla 4. Gremio trófico y número de especies.

Gremio Trófico	Especies
(C) Carnívoras/Carroña	3
(F) Frutas	7
(I) Insectos	18
(N) Néctar	5
(O) Omnívoras	4
(S) Semillas	6
Total general	43

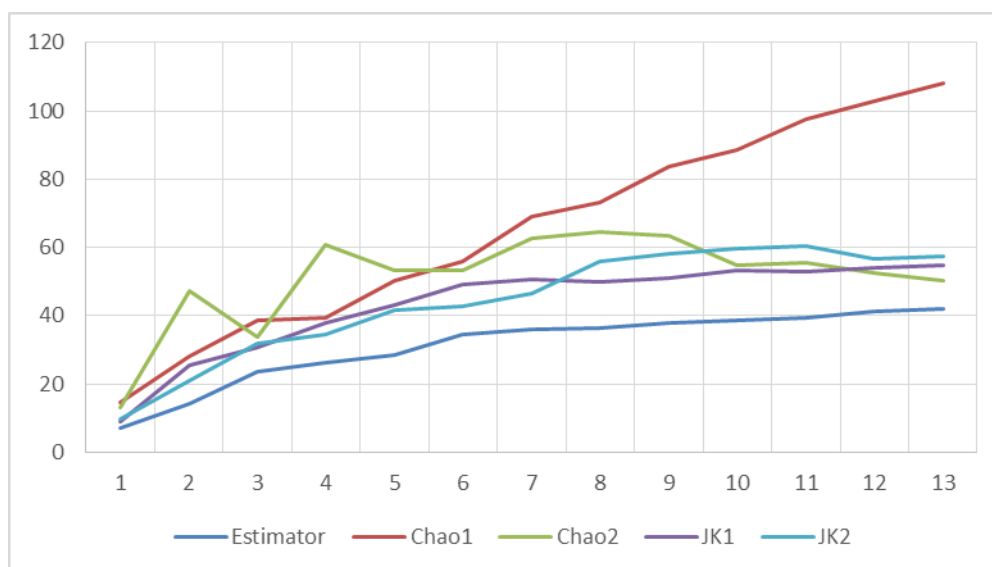
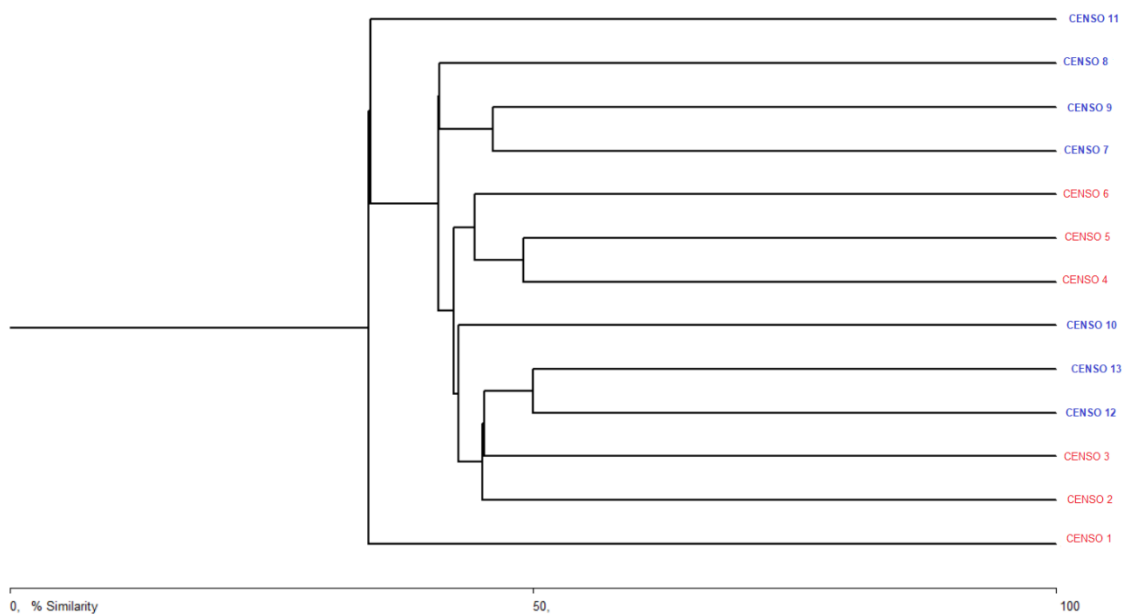
El siguiente gremio mejor representado fue el de las especies herbívoras, que se alimentaban de frutas (16%), semillas (14%) o néctar (12%). Otros gremios como el de los omnívoros (9%) tuvieron baja representación ya que en esta clasificación sólo se tomó en cuenta la principal fuente de alimento. El gremio de los carnívoros/carroñeros (7%) estuvo representado por especies de familias de aves depredadoras o rapaces (Pandionidae, Accipitridae y Falconidae) y carroñeras (Cathartidae).

A pesar de que el conteo de especies e individuos en el segundo tratamiento fue menor al primero, este análisis permite inferir que de acuerdo a la abundancia de especies que son insectívoras y a la aparición de especies nuevas que no se habían registrado en el primer tratamiento, determinar si el jardín sembrado tuvo un efecto sobre la población de aves, es un dato que debería ser tomado con prudencia, ya que influyeron muchos factores que no habían sido tomados en cuenta previamente, como la ubicación de la Corporación con respecto al área boscosa que hay a su alrededor, que puede modificar el número de población y especies presentes, como también la experiencia del personal encargado de realizar los censos.

Figura 6. Gremios tróficos

Durante los 13 censos realizados, divididos entre tratamiento 1 y 2, fueron identificadas 43 especies de aves. De acuerdo a 3 estimadores en la curva de acumulación de especies, la proyección del número aproximado real de especies del punto de observación era de 55, por lo tanto, el muestreo de este estudio tuvo una representatividad del 78% (**Figura 7**). Aún faltan más especies por detectar, pero con el muestreo que se realizó se alcanzaron a describir un 78% de los ensamblajes de aves.

Las observaciones en los censos dependían de diferentes factores (lluvia, acompañamiento, depredadores, entre otros), la similitud entre ellos fue de un 30-40%. No hay un patrón claro que permita diferenciar los censos antes y después (**Figura 8**)

Figura 7. Curva de acumulación de especies**Figura 8.** Similitud entre censos. a) tratamiento 1: rojo, b) tratamiento 2: azul

Discusión y conclusiones

Si se compara la diversidad de avifauna nativa con la de otros países, se podría determinar que este fenómeno se debe a la gran variedad de ecosistemas que se encuentran enmarcados, bajo una amplia gama de variables climáticas, altitudinales y geológicas (Instituto de investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), 1997; Marquez, Bechard, Gast, & Vanegas, 2005). Esta amplia diversidad no solo está representada en la fauna, sino en la flora que se relaciona con la diversidad de especies (hogar, alimentación, protección).

En el presente estudio fueron sembradas plantas consideradas entomófilas, que reviste importancia en la ecología de las aves, debido a que atraen diversos grupos de insectos como mariposas, abejas, moscas, de aves como el colibrí y de mamíferos como el murciélago (Winfree, Bartomeus, & Cariveau, 2011) que hacen parte de la base de la cadena trófica. La mayoría de las plantas sembradas en esta investigación no sobrepasaron 25 cm de alto, lo cual pudo haber sido considerado un problema, ya que las aves podrían haber evitado el uso de estas, posiblemente por ser más susceptibles a los depredadores, sin embargo fue observada la presencia de una hembra de colibrí esmeralda occidental (*Cholorostilbon melanorhynchus*) en una salvia flor (*Salvia splendens*), a pesar de ser una de las plantas más pequeñas. Tanto el *Cholorostilbon melanorhynchus* como el *Myiophobus fasciatus* no habían sido registrados antes en el campus de la Corporación (Granada, n.d.) pese a ser relativamente comunes para zona (Ayerbe-Quiñones, 2018).

La selección del tipo de plantas se realizó de acuerdo a la información suministrada en el “Taller para polinizadores del Jardín botánico”, y a conveniencia. Sin embargo, las plantas exóticas entomófilas con flores vistosas y/o grandes recompensas, pueden disminuir la dependencia de los polinizadores locales a las plantas nativas (Rosado & Jardín botánico Atlántico, 2013). En el presente estudio, esto se pudo considerar una debilidad, por lo que se recomienda ahondar en la investigación de plantas nativas específicas de la zona registrada, antes de realizar una intervención.

En los censos realizados, luego de la implementación del jardín, se observó que hubo una disminución en el número de especies registradas preliminarmente. Esto se podría explicar debido a la presencia de una familia rapaces de la especie *Milvago chimachima*, la cual estaba integrada por 4 individuos (dos adultos y dos juveniles). Esto pudo haber interferido con el registro visual de otras especies de aves, lo que además pudo haber sesgado los últimos censos que fueron realizados. *Milvago chimachima* es una especie depredadora natural de crías de passeriformes, y se ha registrado comportamiento de acoso por parte de especies como *Pitangus sulphuratus* hacia *Milvago chimachima* (De La Ossa, De La Ossa, & Montes, 2018) como mecanismo de protección en temporada de reproducción.

A pesar de esto, la presencia de aves rapaces se puede usar como un indicador ya que existe una creciente evidencia biológica de que estas desempeñan un papel importante en el mantenimiento de la diversidad biológica, y su ausencia puede significar cambios drásticos en la composición de las comunidades a las que pertenecen, la composición y la densidad de la comunidad de rapaces reflejan la

estructura del hábitat y la densidad de presas (Marquez et al., 2005; Thorstrom & Whitacre, 1992). Es importante considerar que muchas rapaces dependen de bosque primario para buscar alimento y anidar, en donde algunas especies pueden sobrevivir en amplias áreas transformadas en mosaicos de diferentes y cambiantes tipos de vegetación secundaria, o inclusive en zonas de cultivos, pastos o tierras desnudas expuestas a la erosión (Marquez et al., 2005).

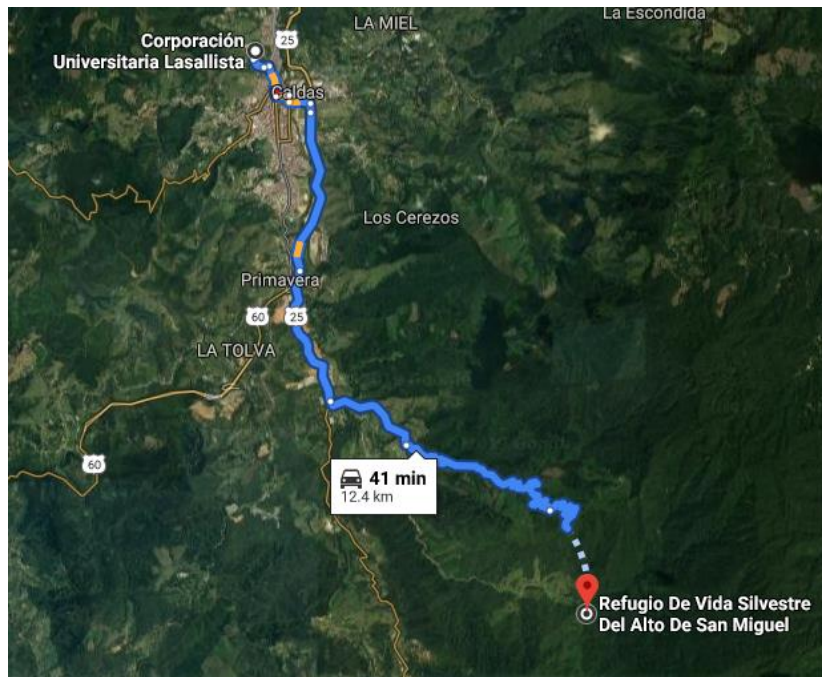
Otro hallazgo importante fue la presencia de guacamayas (*Ara macao*) en el área de observación durante los últimos censos, la cual no cuenta con distribución para el área (Ayerbe-Quiñones, 2018). En la actualidad se han tenido registros en el Valle de Aburrá, debido a que en los últimos años se han realizado liberaciones no asistidas de aves como pericos, loros y guacamayas por parte de la sociedad civil, y por algunas entidades como el Zoológico Santa Fé (directamente en sus instalaciones). Las aves liberadas, en su mayoría, fueron procedentes del comercio y tenencia ilegal. Este proceso causó un aumento anómalo de psitácidos en el Valle de Aburrá, y en algunos casos se formaron poblaciones de especies que no habitaban naturalmente en la ciudad (Lara-Vasquez, Castaño-Rivas, & Jonker, 2007). Poco se conoce sobre el comportamiento territorial de estas aves y su posible influencia en el desplazamiento de otras poblaciones de aves.

La ausencia de vocalizaciones que se presentó en el tratamiento 2 por parte de algunas especies de aves, específicamente de la Mirla patinaranja (*Catharus aurantiirostris*) y el Piscuis (*Synallaxis azarae*), se podría explicar debido a que se considera la temporada reproductiva para la región geográfica del norte de sur América, la cual se da durante el primer semestre del año. De igual manera las

especies son vocalmente más activas pues se encuentran buscando pareja y delimitando territorios (D.Ocampo. pers).

El municipio de Caldas se encuentra localizado al sur del Valle de Aburra; posee grandes extensiones de zonas naturales con áreas boscosas y cuenta con una fuente importante de agua como el río Aburra (L. Quintana, Carmona, Plese, David-Ruales, & Monsalve, 2016). El campus de la Corporación se encuentra a una distancia aproximada de 12 km del refugio de vida silvestre del Alto de San Miguel (**Imagen 8**), ubicado en el municipio de Caldas (Antioquia), el cual hace parte de la Zona de la reserva ecológica de San Miguel la cual es un área de protección local de 1358.46 ha, creada con el fin de proteger el ecosistema alto andino o bosque de niebla y se considera un área de importancia para la conservación de las aves y remanentes de bosque de la porción sur del Valle de Aburrá (Botero-Orrego & Chaparro-Herrera, 2016).

Figura 9. Distancia entre la Corporación Universitaria Lasallista del Refugio de Vida Silvestre del Alto de San Miguel. Google maps.



Con relación a la avifauna de ésta reserva, se han reportado más de 220 especies de aves de las cuales se resalta la presencia de 4 especies con distribución geográfica restringida (endémicas): la Guacharaca Colombiana (*Ortalis columbiana*), el Tapaculo de Stiles (*Scytalopus stilesi*), el Cacique Candela (*Hypopyrrhus pyrohypogaster*), y la Perdiz Colorada (*Odontophorus hyperythrus*).

La inestabilidad en las poblaciones de aves presentes en el campus de la Corporación Universitaria Lasallista, pudo obedecer a muchas variables.

Al encontrarse relativamente cerca del refugio de vida silvestre del Alto de San Miguel, algunos individuos de diversas especies de aves, pueden estar movilizándose entre los remanentes de bosque que se encuentran aledaños, y estabilizarse por pocos periodos de tiempo dentro del Campus Universitario. Esto puede obedecer a factores

como la deforestación y la urbanización de áreas rurales, que ocasionan que la fauna silvestre perteneciente a relictos boscosos se desplace hacia zonas cercanas como fincas (L. Quintana et al., 2016). Esto pudo generar una alteración en los censos realizados y en la diferencia en los conteos de especies entre el tratamiento 1 y 2.

Otro de los factores que tuvo influencia dentro del estudio y que sesga los resultados es la poca experiencia del personal encargado de realizar los censos, además que sólo se contó como metodología la identificación por registros visuales y algunos auditivos. Para garantizar resultados más fidedignos, se recomienda una propuesta metodológica en la que se deje documentadas todas las especies registradas con algún tipo de evidencia física (ejemplar, tejido, foto, video o sonido), de manera que su presencia puede ser constatada por diferentes personas y revalidada en diferentes periodos de tiempo. Esta propuesta metodológica consta de cuatro actividades que aunque son independientes son complementarias: a) recopilación de información, b) registros visuales y auditivos, c) grabación de las vocalizaciones, d) captura con redes de niebla (Álvarez et al., 2006).

Se espera que este estudio sea un punto de partida para comenzar monitoreos estandarizados en diferentes ambientes urbanos, cercanos a hábitats con coberturas vegetales considerables, con el fin de documentar la avifauna. La implementación de estos métodos, con el tiempo no solo nos ayudará a reconocer que tipos de aves habitan en nuestros entornos, sino tener líneas bases para empezar a realizar análisis comparativos sobre las variables ambientales, naturales y artificiales, que pueden estar moldeando las dinámicas poblacionales de diferentes especies de aves.

Referencias

- Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, F., Gast, F., Mendoza, H., ... Villareal, H. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. (Ramos López Editorial, Ed.) (Segunda ed). Bogotá D. C., Colombia.
- Andrade-C, G. (1998). Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia . *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 22(84), 407–421.
- Arismendi, M. del C. (2009). La crisis de los polinizadores. *Biodiversitas*, 85, 1–5.
Retrieved from
<https://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv85art1.pdf>
- Ayerbe-Quiñones, F. (2018). *Guía ilustrada de la avifauna colombiana*. Bogota D.C.: Wildlife Conservation Society Colombia.
- Bárcena, A. (2001). Evolución de la urbanización en América Latina y el Caribe en la década de los noventa: desafíos y oportunidades. *La Nueva Agenda de América Latina*, (1998), 51–62.
- Bonebrake, T., Ponisio, L., Boggs, C., & Ehrlich, P. (2010). More than just indicators : A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143(8), 1831–1841. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.044>
- Botero-Orrego, J., & Chaparro-Herrera, S. (2016). *Guía sonora de las aves del Refugio de Vida Silvestre Alto de San Miguel* (Alcaldía d). Medellín.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349.
<http://doi.org/10.2307/1942268>

- Brown, K., & Freitas, A. (2000). Atlantic forest butterflies: Indicator for landscape conservation. *Biotropica*, 32, 934–956.
- Cardenas, D., Baptiste, M. P., & Castaño, N. (2017). *Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia. Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia*. <http://doi.org/978-958-541-810-3>
- Colorado-Z, G. J. (2004). Relación de la morfometría de aves con gremios alimenticios. *Boletín SAO*, 14(26–27), 25–32.
- De La Ossa, J., De La Ossa, A., & Montes, D. (2018). Ethological annotations of *Milvago chimachima*, Vieillot, 1816 (Aves: Falconidae). *Revista MVZ Cordoba*, 23(1), 6514–6522. <http://doi.org/10.21897/rmvz.1246>
- Delgado-Velez, C., & Correa-Hernandez, J. (2013). Estudios ornitológicos urbanos en Colombia: revisión de literatura. *Ingeniería y Ciencia*, 9(18), 215–236.
- Donegan, T., Ellery, T., Pacheco, A., Verhelst, J. C., & Salaman, P. (2018). Revision of the status of bird species occurring or reported in Colombia 2018. *Conservación Colombiana*, 25.
- Fjeldså, J., Álvarez, M., Lazcano, J. M., & León, B. (2005). Illicit Crops and Armed Conflict as Constraints on Biodiversity Conservation in the Andes Region. *A Journal of the Human Environment*, 34(3), 205–211.
- Granada, J. (n.d.). *Guía de campo, aves de la Corporación Universitaria Lasallista*. Caldas, Antioquia.
- Halffter, G., Moreno, C., & Pineda, E. (2001). Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. In *Manuales y Tesis SEA*.
- Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., & Melic, A. (2005). El significado de las Diversidades alfa, beta y gamma. *Monografías Tercer Milenio*, 4(84–932807–7–1),

242. Retrieved from http://sea-entomologia.org/PDF/M3M4/005_018_01_Significado.pdf
- Herrera, D. (2018). Animales bioindicadores: los informantes de los ecosistemas. *La Piranga.*, 27–28.
- Herrera, D. . (2018). Animales bioindicadores: los informantes de los ecosistemas. *La Piranga.*
- Instituto de investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). (1997). Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad. In M. del M. A. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA (Ed.), *Diversidad Biológica*. Bogotá D. C., Colombia.
- Jardín Botánico Joaquín Uribe. (2019). Taller Jardines para polinizadores. Medellín, Colombia.
- Lara-Vasquez, C. E., Castaño-Rivas, A. M., & Jonker, R. (2007). Notas acerca de las guacamayas (Psittacidae: Ara) introducidas en el municipio de Medellín, Colombia. *Boletín SAO, XVII(02)*, 104–110.
- Marín, M., Álvarez, C., Giraldo, C., Pyrcz, T., & Uribe, S. (2014). Mariposas en un bosque de niebla andino periurbano en el valle de Aburrá , Butterflies of an Andean periurban cloud forest in the Aburrá valley , Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1), 200–208. <http://doi.org/10.7550/rmb.36605>
- Marquez, C., Bechard, M., Gast, F., & Vanegas, V. (2005). *Aves rapaces diurnas de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Retrieved from <http://www.bio-nica.info/biblioteca/RapacesColombia.pdf>
- McAleece, N., Lambhead, P. J. D., & Paterson., G. L. J. (1997). Biodiversity Pro: Free Statistics Software for Ecology. London.

- Montero, F., & Ortiz, M. (2013). Estados inmaduros e historia natural de algunas especies de la subtribu Pronophilina (Nymphalidae: Satyrinae) presentes en el Paramo del Tablazo–Colombia. ii. *Lymanopoda schmidti* Adams, 1986. *Tropical Lepidoptera Research*, 23(1), 54–61.
- Montero, F., & Ortiz, M. (2014a). Ciclo de vida de *Corades chelonis* Hewitson y *Corades dymantis* Thieme (Nymphalidae: Satyrinae: Pronophilina) y aspectos de su biología. *Insecta Mundi*, 0345, 1–29.
- Montero, F., & Ortiz, M. (2014b). Ciclo de vida y ecología de *Panyapedaliodes drymaea*, Hewitson 1858 (Nymphalidae: Satyrinae Pronophilina) en Cundinamarca (Colombia). *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 18(2), 284–296.
- Montero, F., & Ortiz, M. (2014c). Ciclo de vida y ecología de *Pedaliodes pallantis* Hewitson, 1862 (Nymphalidae: Satyrinae Pronophilina) en Cundinamarca-Colombia. *Tropical Lepidoptera Research*, 24(2), 81–86.
- Mooney, H. A., Cropper, A., Leemans, R., Arico, S., Bridgewater, P., Peterson, G., ... Peter, A. W. (2005). *Ecosystems and human well-being wetlands and water. Ecosystems WETLANDS*.
- Noss, R. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355–364.
- Olarte-Quiñonez, C. A., Acevedo-Rincón, A. A., Ríos-Málaver, I. C., & Carrero-Sarmiento, D. A. (2016). Diversidad de mariposas (Lepidoptera, Papilionoidea) y su relación con el paisaje de alta montaña en los Andes nororientales de Colombia. *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 14, 233–255.
- Olarte, J., Fernando, L., & Prieto, M. (2009). A vuelo de pájaro. *Revista Nodo N° 7*, 4, 47–58.

- Orozco, S., Muriel, S., & Palacio, J. (2009). Diversidad de lepidópteros diurnos en un área de bosque seco tropical del occidente antioqueño. *Actual Biology*, 31(90), 31–41.
- Osorio-Mendez, J. Felipe, & Marin-Gomez, O. H. (2016). Comportamiento de forrajeo del Azulejo Común (*Thraupis episcopus*) y el Azulejo Palmero (*T. palmarum*) en un área urbana en la Cordillera Central de Colombia, 25(1), 12–16.
- Pantoja, A., Smith-Pardo, A., García, A., Sáenz, A., & Rojas, F. (2014). *Principios y avances sobre polinización como servicio ambiental para la agricultura sostenible*.
- Pinilla-Gallego, M. S., Fernández, V., & Nates-Parra, G. (2016). Recurso polínico y ciclo estacional de *Thygater aethiops* (Hymenoptera: Apidae) en un ambiente urbano (Bogotá-Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 64(3), 1247–1257.
<http://doi.org/10.15517/rbt.v64i3.20909>
- Pollard, E., & Yates, T. J. (1994). *Monitoring butterflies for ecology and conservation*.
- Quintana, L. ., & Carmona, M. (2014). *Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en la finca Santa Inés ubicada en Caldas – Antioquia mediante fototrampeo*.
- Quintana, L., Carmona, M., Plese, T., David-Ruales, C. A., & Monsalve, S. (2016). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en una finca de Caldas, Antioquia. *Revista de Medicina Veterinaria*, (32), 53. <http://doi.org/10.19052/mv.3855>
- Ramírez-Segura, O., & Wallace, R. (2015). Insectos polinizadores en ambientes urbanos: perspectivas de su estudio en México. *Biología e Historia Natural*, 3, 183–190.
- Reyes-Novelo, E., Meléndez Ramírez, Virginia Delfín González, H., & Ayala, R. (2009). Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) como bioindicadores en el neotrópico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 1–13.

- Rivera, I., & Foster, G. (1997). El uso de artrópodos como indicadores biológicos. *Boletín de La Sociedad Entomológica Aragonesa*, 265–276.
- Rivera Vergara, D. (2016). Inventario de aves en el campus del Tecnológico de Antioquia sede Robledo Medellín. *Cuaderno Activa*, 9, 53–63.
- Rosado, M., & Jardín botánico Atlántico. (2013). Polinizadores y biodiversidad. *Apolo, Observatorio de Agentes Polinizadores*, 160.
- Santos, J., Marini-Filho, O. J., Victor, A., Freitas, L., & Uehara-Prado, M. (2015). Monitoramento de Borboletas : o Papel de um Indicador Biológico na Gestão de Unidades de Conservação. *Biodiversidade Brasileira*, 6(1), 87–99.
- Secretaría de Medio Ambiente de Medellín. (2017). *Visitantes Florales Urbanos*. Retrieved from https://www.medellin.gov.co/servicios/siamed_portal/siamed/documentos/Digital/Carta_rtila_Polinizadores.pdf?fbclid=IwAR0BNuvIDTm_vFIHOvAhFBHBuup-8T3Q8vYtwLnpRmZqAkIZN7J31nSDhi4
- Sekercioglu, C. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8), 464–471. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Thorstrom, R. K., & Whitacre, D. F. (1992). Maya Project: use of raptors as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. *Boise, Idaho: Peregrine Fund. Inc.*
- Vaissière, B., Freitas, B., & Gemmill-Herren, B. (2011). *Protocol to detect and assess pollination deficits in crops: a handbook for its use. Food and agriculture organization of the united nations*. Retrieved from http://www.internationalpollinatorsinitiative.org/uploads/Protocol_PolDef_FINAL.pdf

Valencia, C., Gil, Z., & Constantino, L. (2005). *Mariposas diurnas de la zona central cafetera Colombiana: Guía de campo*. (Cenicafe, Ed.). Chinchiná (Colombia).

Wiłkomirski, B. (2013). History of bioindication. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 14, 137–142.

Winfree, R., Bartomeus, I., & Cariveau, D. (2011). Native Pollinators in Anthropogenic Habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 1–22.

<http://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>