



FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE CIENCIAS AMBIENTALES

Evaluación de la relación entre la diversidad de aves y la estructura vegetal en fincas agroforestales de cultivo de cacao en la provincia de Los Ríos, cantón Quevedo, Ecuador

Proyecto de Integración curricular presentado como requisito parcial para optar al título de:

INGENIERA AMBIENTAL

Autor: Hellen Bravo Solórzano

Docente: René Oscar Rodríguez Grimón, PhD.

Viernes /Diciembre/2021

Agradecimientos

Agradezco a la comunidad que forma parte de la Universidad de Especialidades Espíritu Santo por darme la oportunidad de realizar este trabajo.

A René Rodríguez y la escuela de Ciencias Ambientales por el apoyo y por guiarme a lo largo de mi carrera universitaria.

A los miembros de la Unión de Organizaciones Campesinas Cacaoteras (UNOCACE) y el equipo de Birds & Birds Ecuador (BBE) por la colección de datos y permitirme ser parte de esta investigación, y por proporcionarme los recursos necesarios para poder llevar a cabo mi trabajo de titulación. Número de contribución BBE#8900025.

A Denis Mosquera por brindarme su tiempo, paciencia, conocimientos y desinteresado apoyo en el desarrollo de este trabajo que ha sido un verdadero reto.

A mis profesores, en especial a Julián Pérez, por impulsarme siempre a seguir, a buscar la excelencia y el amor por la ciencia y el trabajo en campo.

A todos, quienes en algún punto en este largo camino me tendieron la mano y me ayudaron a no rendirme.

Y en especial, a mis padres y toda mi familia por apoyarme incondicionalmente y ser siempre mi motor de vida.

Dedicatoria

Esta tesis está dedicada a:

A Dios, por todas las bendiciones, las oportunidades y las enseñanzas. Gracias por el regalo de la vida, la educación y por poder terminar mi carrera universitaria con mucho éxito.

A mis padres Sergio y Yenny quienes respetaron siempre mis deseos y mis decisiones. Gracias por brindarme tanto amor y por el apoyo incondicional, y porque se han esforzado a lo largo de sus vidas para que hoy yo pueda cumplir un sueño más.

A la memoria de mi tío Sergio Mora, quien siempre confió en mí y en mis capacidades. Gracias por el apoyo, la confianza y por las infaltables palabras de aliento.

Finalmente, a todas mis amigas y amigos, quienes durante todos los años de universidad estuvieron presentes con sus consejos, sus conocimientos y el apoyo. Gracias por las risas en las pequeñas victorias juntos, por los abrazos en los momentos difíciles, por todos los momentos juntos, los recuerdos y el amor.

Resumen

La estructura vegetal es un elemento importante para las aves al momento de seleccionar un hábitat, por ello, los cambios que ocurran en esta influenciarán inevitablemente la ocurrencia, diversidad o la composición de especies. En este estudio se caracterizaron tres tipos de hábitats y se estimó la diversidad de aves en cada uno de ellos, con la finalidad de evaluar la relación entre la diversidad de aves y la estructura vegetal. El levantamiento de datos se realizó en la provincia de los Ríos, entre el 12 y 22 de enero del 2021. Se estimó la riqueza de especies a través de una curva de acumulación de especies y se realizó el cálculo del índice de Shannon-Weaver para estimar la diversidad de aves en cada uno de los puntos de muestreo. Además, se determinó si existe una interacción entre la vegetación y la abundancia de las poblaciones de aves de los diferentes grupos tróficos. Este análisis reveló que la diversidad de aves insectívoras es mayor en los tres tipos de hábitats, siendo más representativo en los monocultivos locales. La diferencia de medias de abundancia de individuos por hábitat muestra valores p significativos para el grupo trófico insectívora en los tres tipos de hábitats. Sugiriendo que existe una clara influencia de la alteración de un hábitat sobre aves insectívoras. Las aves insectívoras son importantes para los hábitats, especialmente por su potencial para el control de plagas en medios modificados como son los cultivos agrícolas. Sin embargo, para el diseño de planes de manejo y mejoramiento del hábitat son requeridos estudios más puntuales.

Palabras clave

composición vegetal, áreas agrícolas, monocultivos, aves insectívoras

Abstract

Vegetation structure is a very important element for birds when selecting a habitat, therefore, the changes in vegetation will inevitably influence the avifauna. In this study, three types of habitats were characterized and the diversity of birds in each one of them was estimated, in order to evaluate the relationship between bird diversity and the vegetation structure. The study was carried out in the province of Los Ríos, data was collected between January 12th and 22nd, 2021. Specific richness was estimated through a species accumulation curve and the Shannon-Weaver index was calculated to quantify the diversity of birds at each of the sampling points. In addition, it was determined if there is an interaction between the vegetation and the abundance of the bird populations of the different trophic groups. This analysis revealed that the diversity of insectivorous birds is greater in the three types of habitats, being more representative in local monocultures. The difference in means of abundance of individuals by habitat shows very significant p values for the trophic insectivorous group in the three types of habitats. Suggesting that there is a clear influence of the alteration of habitat on insectivorous birds. This bird trophic group is important for the habitats especially due to its potential for pest control in modified environments such as agricultural lands. However, for the design of management plans and habitat improvement, more studies are required.

Keywords

plant composition, agricultural areas, monocultures, insectivorous birds

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de la población humana, principalmente en la región tropical del mundo, ha provocado un notable aumento en la transformación de paisajes naturales en ciudades, pastos, tierras agrícolas y degradadas (Achard *et al.*, 2002). La fragmentación y reducción de hábitats y la homogeneización de áreas agrícolas han provocado intensos cambios en el uso de suelo (Díaz, 2001). Como resultado, la mayoría de los paisajes forestales se encuentran rodeados de zonas agrícolas, urbanas o ganaderas. Por lo que, actualmente quedan pocas áreas naturales sin alteraciones (Subasinghe & Sumanapala, 2014).

Los cambios en la vegetación natural para el aprovechamiento de la población humana han provocado la fragmentación de hábitats y, a su vez, la degradación de distintos ecosistemas naturales, impactando de diversas formas a la biodiversidad (Foley *et al.*, 2005). En organismos biológicos, el desarrollo de la capacidad de utilizar hábitats alterados es provocado principalmente por adaptaciones específicas a las presiones de la selección natural, por ello, las especies que tengan la habilidad de adaptarse y sobrevivir en estos paisajes modificados permanecerán en el tiempo (Cerezo, 2009). Un claro ejemplo de esto es descrito por Grant (1986) al hablar del aumento del tamaño medio del pico en una población de *Geospiza fortis*, ave granívora que habita en la Isla Daphne Mayor, en el archipiélago de las islas Galápagos. Según Grant, esto representa una respuesta adaptativa a la reducción de la disponibilidad de semillas pequeñas después de una devastadora temporada de sequía. Esta hipótesis surge del argumento que indica, principalmente que, *“la disposición de semillas relativamente pequeñas se limita debido a la sequía y ejerce una fuerza selectiva que originó una lucha por la supervivencia dentro de una población de aves que ya mostraba variabilidad en el tamaño del pico”* (Grant, 1986).

De esta forma, se evidencia una mortalidad diferencial por inanición, siendo las aves con picos más pequeños las que morían en mayor cantidad que aquellas que poseían un pico más grande, dado que estas últimas cuentan con lo que se consideraría una característica adecuada para las nuevas condiciones del medio, es decir, una adaptación. Las aves con picos más grandes serán capaces de alimentarse de semillas más grandes y duras, aquellas que están disponibles en el medio cuando las semillas pequeñas son escasas (Grant, 1986).

La relación que existe entre la estructura vegetal y el número de especies ha sido estudiada extensamente en aves. Diversos estudios realizados en una amplia gama de ambientes han demostrado que dos de los componentes del hábitat que influyen significativamente en la composición y la abundancia de los ensambles de las aves son la estructura física de la vegetación y la composición florística (Cody, 1985). La estructura física de la vegetación es una de las variables más importantes que repercute sobre la diversidad de avifauna en ambientes urbanos. Particularmente, la cobertura de herbáceas, arbustos y árboles influye de manera positiva sobre la abundancia en poblaciones de aves (Leveau & Leveau, 2004). De igual manera, la composición y estructura de la vegetación son elementos muy importantes en la determinación de la selección de hábitat de la avifauna (Mac Arthur & Mac Arthur, 1961; Karr & Roth, 1971; Cody, 1981) ya que les proporciona recursos que necesitan para sobrevivir, siendo estos: alimento, sitios de anidación, refugio de los depredadores, sitios de percha, entre otros.

Mientras que algunas aves poseen requerimientos alimenticios muy diversos, hay otras que, en cambio, los poseen especializados, es por ello que es necesario que exista riqueza de recursos con condiciones diferentes que proporcionen a las aves lo que cada una de ellas necesita. Sin embargo, esto también las vuelve muy vulnerables a los efectos de las perturbaciones, principalmente en la disminución de recursos y el cambio en la estructura de la vegetación. Dichos efectos se pueden evidenciar a nivel de individuo (cambios conductuales y fisiología), y a nivel de poblaciones y comunidades (cambios en la diversidad, abundancia, riqueza y distribución). Los efectos negativos que provocan estas perturbaciones suelen ser más acentuados en las especies endémicas debido a que, por su condición, dependen de características naturales muy específicas que luego se ven modificadas por dichas perturbaciones (Hill *et al.*, 1997).

Las transformaciones de las comunidades de aves son la respuesta de un sinnúmero de cambios sucesionales en el hábitat a lo largo de los años, cambios que han convertido áreas de bosque a simples remanentes aislados, que difieren en su nivel de heterogeneidad vegetal y similitud con el área original (Wiens & Rotenberry, 1981; James & Wamer, 1982). De la misma manera, la distribución de las especies se ve limitada potencialmente por factores físicos como la humedad, temperatura, pluviosidad, competencia intra e inter específica y la existencia de ecotonos (Rahbek, 1997; Heaney, 2001; Rickart, 2001; Sánchez-Cordero 2001). No obstante, la forma en la que la alteración

de un medio influye en las poblaciones de la mayoría de especies de aves es aún un tema de discusión.

Ecuador ocupa el primer lugar en número de especies de aves por kilómetro cuadrado (García *et al.*, 2014). Se encuentra dentro de la lista de los 17 países más biodiversos del mundo (Herrera & Lasso, 2014). Con 1.684 especies, las aves son el grupo de vertebrados con mayor diversidad en el país, según el Listado de Aves del Ecuador en conjunto con los cambios taxonómicos realizados por el Comité de Clasificación de Sudamérica (SACC) (Freile *et al.*, 2018).

Los resultados de diversos estudios sobre el efecto del tipo de vegetación de sistemas agrícolas en la diversidad de aves afirman que la diversidad se ve influenciada positivamente solo por un tipo de sistema agrícola: los sistemas de producción agroforestales. Estos sistemas proporcionan mejores condiciones para el establecimiento de especies que no encuentran seguridad en sistemas de monocultivos o pastizales, sugiriendo así que, aunque los sistemas agrícolas presentan diversidades muy reducidas, los sistemas agrícolas más diversos en términos de estructura y composición vegetal poseen mayor diversidad de aves (Cárdenas, 2013).

La relación avifauna – vegetación ha sido ampliamente estudiada desde hace algunas décadas en diversos países (Almazán-Núñez *et al.*, 2009; Ugalde-Lezama *et al.*, 2009; 2012; García, 2019; Barzan *et al.*, 2015; MacGregor-Fors *et al.*, 2010; Sunshine *et al.*, 2013; Ramírez-Albores, 2013). Sin embargo, en el Ecuador, el estado del conocimiento sobre los impactos que generan las actividades de expansión humana sobre la diversidad de aves es bajo. Determinar la relación entre la vegetación y la diversidad de aves en ambientes alterados constituiría una herramienta de concientización al respecto de los impactos antropogénicos en la avifauna, y posteriormente fomentaría el desarrollo de planes de manejo que permitan la armonía entre la naturaleza y los seres humanos.

Objetivo general:

- Evaluar la relación entre la diversidad de aves y la estructura vegetal.

Objetivos específicos:

1. Estimar la diversidad de aves en tres diferentes tipos de hábitat.
2. Determinar las características de la vegetación que influyen la abundancia de aves.

METODOLOGÍA

Área de estudio:

El bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Chocó ecuatorial enmarca un tipo de bosque estacional siempreverde cuyo dosel es de aproximadamente 35 m, están ubicados al noroeste del Ecuador en tierras bajas y suelos muy drenados, casi siempre sobre ultisoles y arcillosos. Además, posee un relieve colinado, un clima húmedo y subhúmedo superior. En este ecosistema ocurren especies florísticas pertenecientes a bosques húmedos; sin embargo, también se pueden observar elementos pertenecientes a bosques deciduos y semideciduos de sector biogeográfico Jama-Zapotillo. La diferencia con otros bosques siempreverdes estacionales (Jama-Zapotillo y Catamayo-Alamor) no es muy marcada en cuanto a nivel de familia, la diferencia principal con otros bosques se puede observar a nivel de especies (Josse et al. 2008). Este ecosistema se puede encontrar a lo largo del sector Biogeográfico del Chocó Ecuatorial, en las provincias de Esmeraldas, Manabí y Los Ríos, como una delgada franja que compone la zona de transición hacia el sector Jama-Zapotillo (MAE, 2013). Históricamente, este ecosistema abarcaba mayor territorio dentro del área de estudio de este trabajo, sin embargo, debido a la degradación antropogénica del hábitat en esta región, gran parte del bosque ha sido afectado. Es considerada una de las regiones más amenazadas del Ecuador debido a la deforestación para posteriores actividades agrícolas (Padron, 2015).

El estudio fue realizado en la provincia de los Ríos, en seis granjas agrícolas del sector “La Cruz” en el cantón Mocache y tres granjas agrícolas en el sector “Buena Fe” 30 km al norte de la ciudad de Quevedo (Figura 1). La colecta de información se realizó entre el 12 y el 22 de enero del 2021. Todas las granjas son miembros de la Unión de Organizaciones Campesinas Cacaoteras (UNOCACE). En el área de estudio algunas parcelas muestran plantaciones de cacao abandonado y remanentes de bosque húmedo secundario, fragmentado principalmente por las vías de acceso y granjas agrícolas que concuerda con la descripción de Morán *et al.* (2018).

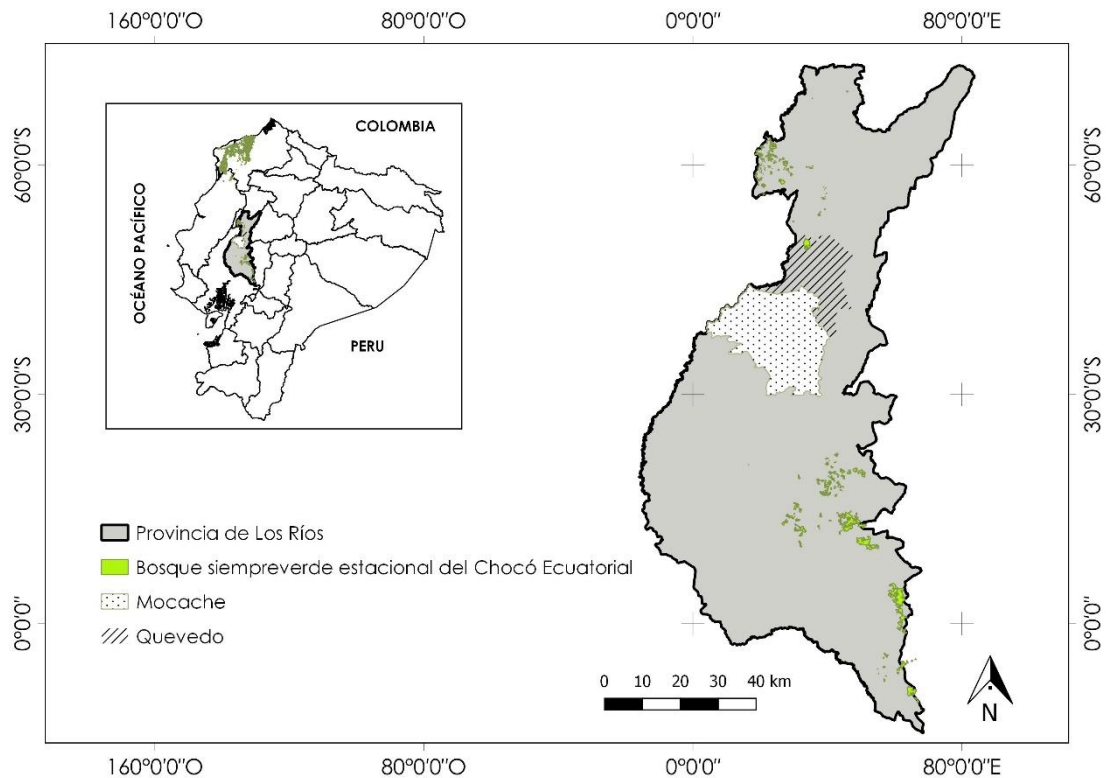


Figura 1. Localización de la provincia de Los Ríos y las zonas de estudio, detalle de los cantones Mocache y Quevedo.

Diseño:

El diseño de investigación fue no experimental cuantitativa y longitudinal. El alcance del estudio fue correlacional, ya que tiene como finalidad conocer la relación o grado de asociación que existe entre la estructura vegetal y la avifauna (Hernández, 2014).

Muestreo de aves

Para levantar la información, se eligieron 39 puntos de forma sistemática donde se realizó un censo de aves adaptando metodologías propuestas por diversos autores para conteos de aves tropicales (Hutto *et al.*, 1986; Lynch *et al.*, 1995; Greenberg *et al.*, 2000; Sorace *et al.*, 2000). En cada punto de observación se aplicó un radio para observación de 25 m, máximo 5 puntos contiguos y los grupos de puntos contiguos están separados entre sí por mínimo 1 km de distancia. La ubicación de los puntos se realizó de forma aleatoria estratificado por disponibilidad técnica de las parcelas (Mosquera *et al.*, 2021 en prep).

Para cada muestra se registró el nombre de la especie, el tipo de record (visual o auditivo) y la distancia estimada de la detección en metros. Posteriormente se asignó la

familia y el grupo trófico al que pertenece cada especie, para poder realizar un mejor tratamiento y análisis de los datos (anexo1). Las variables medidas fueron riqueza (número de especies), abundancia (número de individuos de cada especie) (Mosquera *et al.*, 2021 en prep).

Evaluación de la vegetación

En cada punto de conteo se realizaron estimaciones de las siguientes variables vegetales (anexo 2):

- Apertura: proporción de cielo que cubre la vegetación a una determinada distancia (25 m de diámetro).
- Cobertura de árboles: proporción de área ocupada por especies arbóreas.
- Cobertura de arbustos: proporción de área ocupada por especies arbustivas.
- Cobertura de hierbas: proporción de área ocupada por especies herbáceas.
- Altura de árboles, arbustos y hierbas.
- Número de árboles frutales nativos.
- Presencia de monocultivos.

La estimación de variables vegetales se realizó a un diámetro de 25 m al mismo tiempo que se evaluó la avifauna.

Se asignó un tipo de hábitat a cada uno de los 39 puntos de conteo, “Cacao abandonado” (CA), “Monocultivos locales” (ML) y “Áreas abiertas” (AA) considerando el tipo de clasificación propuesta por Mosquera *et al.*, 2021, (en prep), la cual se clasifica en dos: hábitats con parche de bosque y hábitats altamente fragmentados. Dentro de la primera clasificación existen las siguientes precondiciones: más de 50% de cobertura de árboles, no existe ningún tipo de monocultivo local (guineo y maíz) y sitios con cultivo de cacao abandonado. Respecto a la segunda clasificación, las precondiciones fueron: clara actividad de monocultivos locales, más de 60% de área abierta y zonas agrícolas de pasto.

La estimación de la riqueza del grupo de estudio se llevó a cabo mediante el cálculo de diversidad α (alfa), para esto se estimó la riqueza específica a través de una curva de acumulación de especies que confirmó que el esfuerzo de muestreo en el estudio fue el adecuado y, por lo tanto, viable para la obtención de resultados fiables en los posteriores análisis. Asimismo, se empleó el indicador no paramétrico “Chao1” para la

estimación de las especies ya que tiende a ser robusto respecto a datos que no presentan normalidad (Walther & Monrad, 1997). Además, se realizó el cálculo del índice de Shannon-Weaver para calcular la diversidad de aves en los diferentes tipos de hábitat.

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \log_{10} p_i)$$

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde:

H' = Índice de Shannon-Weaver

S = Número de especies (riqueza)

p_i = Proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos

n_i = Número de individuos de la especie i

N = Número de todos los individuos de todas las especies

E = Índice de equitabilidad

Análisis de datos:

Se empleó el test estadístico no paramétrico Mann–Whitney, para rechazar o aceptar la hipótesis de que la vegetación influencia la abundancia de las poblaciones de aves de los diferentes grupos tróficos, a excepción de las áreas abiertas para los grupos tróficos carnívora y granívora debido a los valores muy bajos de abundancia que presentaron los puntos caracterizados con este tipo de hábitat.

Los datos fueron analizados utilizando el paquete “vegan” en el programa estadístico R versión 4.1.1 para el cálculo de diversidad de especies, la generación de la curva de acumulación y el test no paramétrico Mann–Whitney, con la interfaz de R Studio a un valor de significancia del 95%.

RESULTADOS

Se encontraron 76 especies de aves durante 10 visitas de campo. La familia más numerosa registrada en el estudio fue Tiranidae con 13 especies, seguido de la familia Traupidae con 7, Emberizidae y Columbidae con 6, las familias Icteridae, Cuculidae, Picidae, Trochilidae y Hirundinidae con 4 especies cada una, Anatidae y Dendrocolaptidae con 3, y 15 familias con 1 - 2 especies cada una.

A pesar de que la muestra que se obtuvo en los 39 puntos de conteo no abarca la diversidad total del área, el indicador no paramétrico Chao1 sugiere que los datos recolectados en el actual estudio contienen el 86% de los individuos estimados para el área total de estudio (Figura 2). Esto evidencia que la muestra que se obtuvo es considerada aceptable para la realización de los análisis.

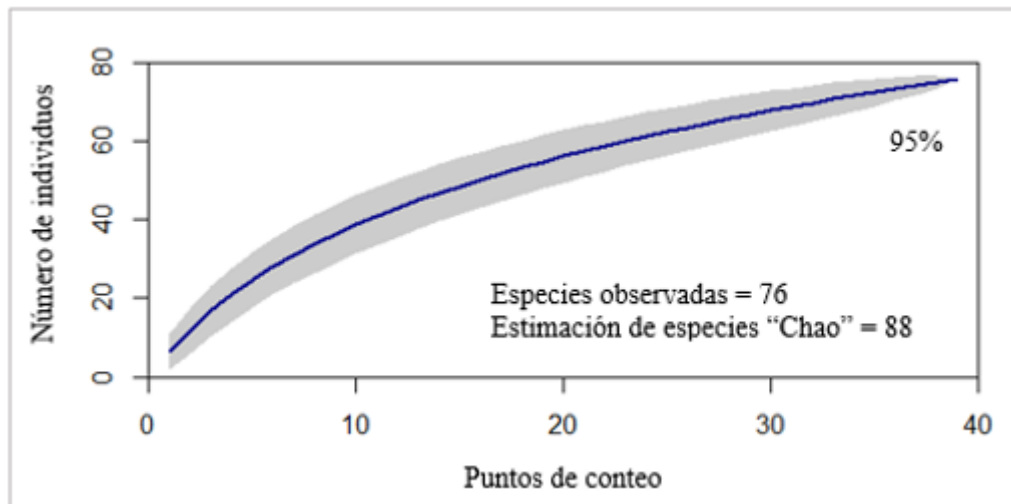
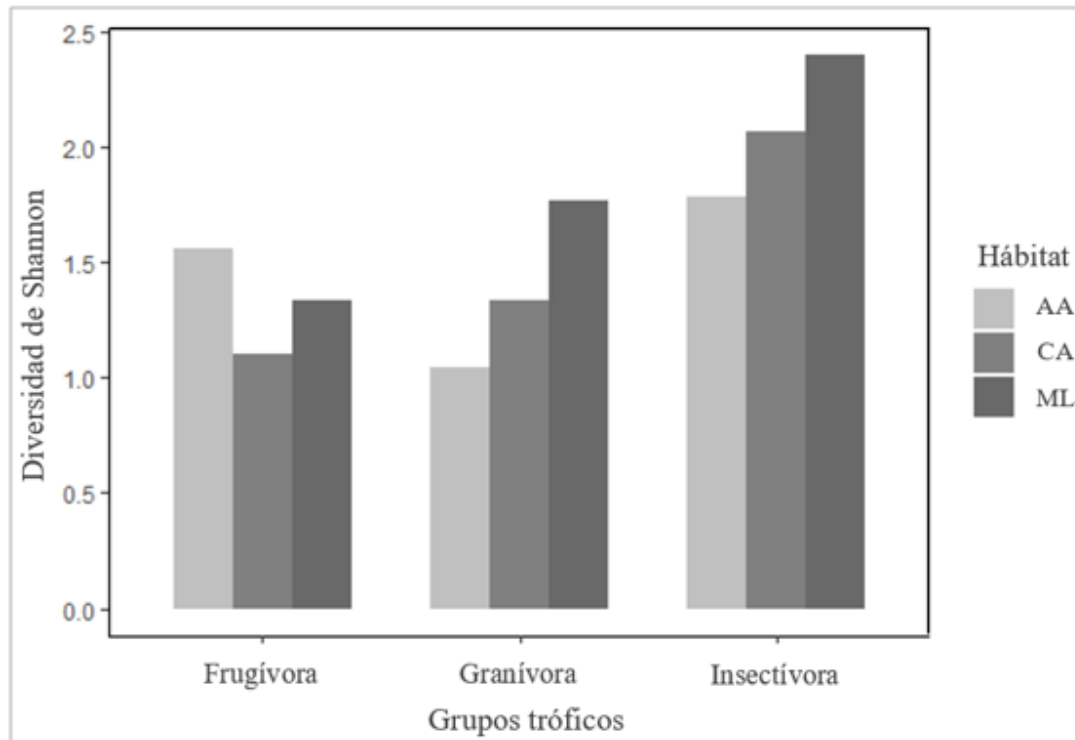


Figura 2. Curva de acumulación de especies para la comunidad de aves registradas en 39 puntos de conteo.

Resultados del objetivo 1

En la Figura 3 se presentan los valores del índice de diversidad de Shannon-Weaver por tipo de hábitat (AA, CA y ML) calculados para cada grupo trófico (Frugívora, Granívoras e Insectívoras).



Nota. AA, áreas abiertas; CA, cacao abandonado; ML, monocultivos locales.

Figura 3. Índices de diversidad de Shannon por tipo de hábitat calculado para cada grupo trófico.

Se caracterizaron 3 tipos de hábitats, “Áreas abiertas” (11 puntos), “Monocultivo local” (19 puntos) y “Cacao abandonado” (9 puntos). El conteo total de individuos fue de 419, se encontraron 40 especies presentes en áreas abiertas, 49 especies de aves restringidas a zonas de monocultivos locales, y en cultivos de cacao abandonado se encontraron 44 especies de aves. Las especies de aves observadas y registradas fueron clasificadas en 5 grupos tróficos: carnívoras, frugívoras, granívoras, insectívoras y omnívoras. Cinco especies se identificaron como carnívoras, 26 frugívoras, 26 granívoras, 68 insectívoras y ocho omnívoras. La diversidad (índice de Shannon-Weaver por tipo de hábitat) entre los distintos grupos tróficos, muestra que el grupo con mayor representación y que muestra los valores de diversidad más altos es insectívora (51% de especies, índice de Shannon-Weaver = 0,90) en los tres tipos de hábitats, con algunos puntos con índice de Shannon-Weaver = 2,2. Los grupos menos representados fueron carnívora (4%) y omnívora (6%), los cuales no fueron representados en la gráfica ya que mostraron diversidad cero, debido a los valores muy bajos y nulos de abundancia que poseen los puntos caracterizados con este tipo de hábitat. El tipo de hábitat monocultivos locales muestra los valores de diversidad más altos en los grupos tróficos insectívora (índice de Shannon-Weaver = 1,14) y granívora (índice de Shannon-Weaver = 0,72),

seguido del hábitat cacao abandonado, y finalmente áreas abiertas. Sin embargo, para el grupo trófico frugívora, los valores de diversidad son mayores en el hábitat áreas abiertas (índice de Shannon-Weaver = 0,49), seguido de los monocultivos locales (índice de Shannon-Weaver = 0,44) y por último cacao abandonado (índice de Shannon-Weaver = 0,39) (Figura 3).

Resultados del objetivo 2

La Tabla 1 muestra los resultados del valor p del test estadístico no paramétrico Mann–Whitney respecto a las comparaciones de medias de la abundancia de los grupos tróficos y los tipos de hábitats. Los hábitats que tienen un valor p no significativo son los más estables y, por consiguiente, los que influyen positivamente a la abundancia de aves de cada grupo trófico. Mientras que aquellos que tienen un valor p significativo son los menos estables y, por lo tanto, los que no influyen la abundancia de aves de cada grupo trófico.

La diferencia de medias de abundancia de individuos por hábitat, muestra valores p muy significativos para el grupo trófico insectívora en los tres tipos de hábitats: cacao abandonado, monocultivo local y áreas abiertas, siendo un poco más significativo en los dos últimos. Asimismo, se observa que el hábitat cacao abandonado se mostró más estable para dos de los cinco grupos tróficos, carnívora y omnívora. Sin embargo, esta interacción no se repite en los dos hábitats restantes, monocultivo local y áreas abiertas. El grupo carnívora tuvo un resultado no asignado en las áreas abiertas debido a los valores muy bajos o nulos de abundancia que presentaron los puntos correspondientes a este tipo de hábitat, mientras que el grupo omnívora no presentó interacciones en los monocultivos locales ni en las áreas abiertas.

Los valores p fueron menos significativos en los grupos frugívora y granívora. El grupo granívora es el grupo que presentó el valor p menos significativo, esto se mantuvo en los tres tipos: cacao abandonado, monocultivos locales y áreas abiertas. Finalmente, el hábitat áreas abiertas se mostró más estable para especies del grupo trófico frugívora, condición que no se repite en los dos hábitats restantes, cacao abandonado y monocultivos locales (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de p obtenidos mediante la prueba U de Mann-Whitney basada en las comparaciones entre los grupos tróficos y los tipos de hábitats.

Grupos tróficos	Tipos de hábitats		
	CA	ML	AA
Carnívora	0.073	0.136	N/A
Frugívora	0.199	0.212	0.072
Granívora	0.398	0.458	0.343
Insectívora	0.010	0.001	0.001
Omnívora	0.048	0.839	0.690

Nota. AA, áreas abiertas; CA, cacao abandonado; ML, monocultivos locales.

Valores obtenidos sobre la base de la prueba U de Mann-Whitney ($p < 0.05$).

DISCUSIÓN

En este estudio se caracterizaron tres tipos de hábitats: Cacao abandonado, Áreas abiertas y Monocultivos locales, y se estimó la diversidad de aves en cada uno de ellos. La diversidad de aves insectívoras resultó mayor en los tres tipos de hábitats, siendo más representativo en los monocultivos locales.

En un estudio realizado por Mac Arthur y Mac Arthur (1961), se determina que la diversidad de aves depende principalmente de la heterogeneidad del medio o de la complejidad en su estructura vegetal. De la misma manera, los estudios de Nocedal (1984) y Orejuela (1979) arrojaron resultados que concordaron con los de Mac Arthur y Mac Arthur (1961): en el primero se evidenció una relación entre la abundancia de aves y el grado de complejidad vegetal, respaldando el argumento de que una mayor complejidad en la vegetación aumenta la abundancia de aves. En el segundo estudio se sostuvo que una reducida diversidad de especies vegetales y la homogeneidad estructural de un medio, facultan la reducción de los factores que necesitan las poblaciones de aves, tales como acceso a alimentos, sitios de percha, reposo y anidación, refugios de depredación, entre otros; es decir, un estrato vegetal más diverso y complejo proporciona mejores y mayores oportunidades de nicho para la avifauna. En el actual estudio, la estructura de la vegetación en los tres tipos de hábitat difiere, las diferencias entre la diversidad de aves fue significativa entre los tipos de hábitat, siendo mayor en los Monocultivos locales. Lo que difiere con lo expuesto en los estudios anteriores.

En definitiva, la composición de la avifauna respecto a los grupos tróficos está muy ligada a la estructura de la vegetación (Laurance & Bierregaard, 1997). Diversos estudios sugieren que existe una clara influencia de la alteración y la fragmentación de un hábitat sobre la reducción, tanto de abundancia como de riqueza, de aves insectívoras

(Canterbury *et al.*, 2000; Marini, 2001; Sekercioglu *et al.*, 2002; Idropo & Gallo, 2012). Estas aves resultan de gran importancia por los servicios ecosistémicos que proporcionan, especialmente por su potencial para el control de plagas en medios modificados, como es el caso de los cultivos (Jones *et al.*, 2005; Whelan *et al.*, 2008). Esto coincide con lo expuesto por Ortega-Rivera *et al.*, (2019) quienes sostienen que la apertura de dosel en medios alterados faculta una radiación mayor, misma que permite el incremento de la presencia de insectos que podrían volverse plaga, pero que son regulados por la avifauna y otras especies de reptiles y anfibios, las cuales mantienen la vegetación de los ecosistemas libres de estos.

También es importante resaltar que en medios tropicales, los hábitats alterados resultan de gran importancia para una gran variedad de especies insectívoras, granívoras y carnívoras, debido a que proporcionan recursos, dependiendo de su estacionalidad y fenología, de forma transitoria o permanente (Loiselle & Blake, 1994). Por otra parte, aquellos hábitats que poseen estructuras vegetales más complejas o compuestas por más de un estrato de cobertura, se pueden observar principalmente especies insectívoras, nectarívoras y frugívoras (Rappole *et al.*, 1993). En este estudio, los resultados difieren con lo previamente expuesto, ya que el hábitat modificado “Monocultivos locales” presentó ligera mayor diversidad de especies insectívoras y granívoras en comparación con el hábitat con parches de bosque original “Cacao abandonado”. La tendencia expuesta podría ser estudiada en futuros análisis con mayor tamaño de muestra que compruebe o descarte esta interacción.

Por otro lado, algunos autores como Van Horne (1983); McArthur *et al.*, (2019); Roberts & King (2019) afirman que únicamente la cantidad de individuos no debe relacionarse de manera positiva con la calidad de un medio, se requiere, además, evaluar otras variables como la estructura, composición y dinámica poblacional; sostienen que entre la diversidad de avifauna y la diversidad de hábitats no necesariamente existe una relación positiva, puesto que esta es dependiente del número de especies especialistas y generalistas, resaltando la posibilidad de que medios más conservados acarrean un número mayor de individuos por motivos territoriales como competencia y recursos. Es común que hábitats de menor calidad y sitios con efecto de borde dispongan de un exceso de estos, a pesar de que la densidad y abundancia de forma independiente no determinan la calidad de un hábitat, cuando estas se conectan con características de la vegetación se pueden elaborar proyecciones de respuesta sobre la avifauna, lo que lo convierte en una

herramienta de mucha importancia para distintos manejos de hábitat y de las poblaciones de aves que en ellos habitan, ya sean estas generalistas o especialistas (Núñez *et al.*, 2020).

Limitaciones

Este estudio contribuye con información muy importante sobre tres hábitats diferentes en relación a la abundancia de la avifauna en esta región del Ecuador. Sin embargo, para el diseño de planes de manejo y mejoramiento del hábitat son requeridos estudios más profundos y muestras más grandes, que evidencien con mayor claridad las implicaciones de estos hábitats sobre los parámetros poblacionales de las aves como indicadores de calidad ambiental que faculten la conservación de la avifauna y de otros grupos taxonómicos.

CONCLUSIONES

La información que se obtuvo en este estudio permitió determinar que un hábitat alterado por actividades socioeconómicas genera modificaciones en la composición de la avifauna, influyendo especialmente a las aves insectívoras dado que les proporciona los recursos que estas necesitan para sobrevivir. Aunque hábitats alterados mostraron tener importancia en para la ocurrencia de avifauna, especialmente en aves insectívoras, es importante resaltar que la conservación de áreas naturales debe seguir siendo prioridad en planes de manejo ambiental en esta región y cualquier otra región tropical. Aunque una pequeña parte de la avifauna típica de los bosques tropicales tiene la capacidad de sobrevivir y utilizar eficientemente medios modificados o creados por el ser humano, la mayor parte de esta diversidad probablemente está condenada a desaparecer en estos escenarios de reemplazo o completa eliminación de áreas naturales por otros hábitats. Este estudio es un antecedente para futuros trabajos en donde se planteen temáticas sobre la vegetación y convivencia avifaunística, y para el diseño de planes de manejo y mejoramiento de hábitats.

BIBLIOGRAFÍA

- Achard, F., H.D. Eva, H. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards & J. Malingreau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: 999-1002.
- Almazán-Núñez, R.C., F. Puebla-Olivares y A. Almazan-Juarez. 2009. Diversidad de aves en bosques de Pino-encino del centro de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana* 25(1) 123-142.
- Barzan, F. R., Baigorria, J. M. E. y Bó, R. F. 2015. Bird community diversity in three habitat types in an ecological corridor in the Atlantic Forest of Misiones province, Argentina. *Tropical Conservation Science*, 8(4): 955-974 pp.
- Cerezo, Alexis, Robbins, Chandler S, & Dowell, Barbara. 2009. Uso de hábitats modificados por aves dependientes de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2), 401-419. Retrieved January 21, 2019, from http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442009000100036&lng=en&tlng=.
- Canterbury, G., Martin, T., Petit, D., Petit, L., & Bradford, D. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forests condition in regional monitoring. *Conservation Biology*, 14(2), 544-558. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.98235.x
- Cárdenas Carmona, G. (2013). *Comparación de la composición y estructura de la avifauna en diferentes sistemas de producción*.
- Cody, M. L. 1981. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors and productivity. *Bio-Science* 31:107-113 pp.
- Cody, M. L., *Habitat selection in birds*, Nueva York, Academic Press, 1985.
- Díaz Francisco P. 2001. Intensification, rural abandonment and nature conservation in Spain, Madrid.
- Foley, J., Ruth S. Defries., Gregory P. Asner., Carol C. Barford. 2005. *Global Consequences of Land Use*, Science.
- Freile, J. F., Brinkhuizen, D. M., Greenfield, P. J., Lysinger, M., Navarrete, L., Nilsson, J., & Boyla, K. A. 2018. Lista de las aves del Ecuador. Checklist of the Birds of Ecuador. Comité Ecuatoriano de Registros Ornitológicos. Obtenido de: <https://ceroecuador.wordpress.com/>

- García, M., Parra, D., & Mena, P. 2014. El país de la biodiversidad: Ecuador. Quito: Fundación Botánica de los Andes, Ministerio del Ambiente y Fundación Ecofondo.
- García, C. M. 2019. Efecto de la estructura de la vegetación en la avifauna en dos tipos de bosque del nevado de toluca.
- Grant, P.R. 1986. *Ecology and Evolution of Darwin's Finches*. Princeton University Press. Princeton, NJ. 512 pp
- Heaney, L. R. 2001. Small mammal diversity along elevational gradients in the Philippines: an assessment of patterns and hypotheses. *Global Ecology and Biogeography* 10:15-39.
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, M. 2014. *Metodología de la investigación*. México: McGRAW-HILL.
- Herrera, S., & Lasso, S. (2014). Belleza y colorido de las aves, una experiencia incomparable en Mindo. *Kalpana*, 12, 6-12.
- Hill, D., Hockin., Price, D., Tucker, G., Morris., R. & Treweek, J. 1997. Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology*, 34,275-288 pp.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M., & Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103(3), 593- 602.
- Idropo-Medina, C., & Gallo-Cajiao, E. 2012. Movilidad de aves de sotobosque entre fragmentos de bosque subandino en los Andes colombianos. *Memorias Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. Recuperado de http://www.comfauna.org/wp-content/uploads/2012/PDFsManejofaunasilvestre/Iquitos2004/3_Investigacion_Biologica_Aplicable_al_Manejo/195-202_cidrobo_MovilidadAvesSotobosqueFragmentosBosque.pdf
- James, F.C., & N.O. Wamer. 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63:159-171 pp.
- Jones, G.A., K.E. Sieving y S.K. Jacobson. 2005. Avian diversity and functional insectivory on north-central Florida farmlands. *Conservation Biology*, Vol 19:1234-1245.
- Josse et al. 2008. Ministerio del Ambiente del Ecuador 2012. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, 39-41.

- Karr, J.R., & R.R. Roth. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *American Naturalist* 105:423-435 pp.
- Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard, Jr. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago, Chicago, EEUU.
- Leveau, L.M., Leveau, C.M. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero* 19(1): 13-21.
- Loiselle, A. B. & J. G. Blake. 1994. Annual variation in birds and plants of a tropical second-growth woodland. *Condor* 96: 368-380.
- MacArthur, R. H. & J.W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598
- McArthur, N.; Boulton, R.; Richard, Y. and Armstrong, D. 2019. The role of pine plantations in source-sink dynamics of North Island robins. *New Zealand Journal of Ecology*. 43(1):33-62.
- MacGregor-Fors, I., A. Blanco-García, y R. Lindig-Cisneros. 2010. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in México. *Ecological Engineering* 36:1492- 1496.
doi:dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.001
- Marini, M. A. 2001. Effets of forest fragmentation on birds of the Cerrado Region, Brazil. *BirdConservation International*, 11, 13-25. DOI: 10.1017/S0959270901001034
- Morán, N. A., & Salas, J. A. 2018. Nuevos Registros de la Especie en Peligro Crítico *Ecuadendron acosta-solisianum* Neill, 1998 (Fabales: Fabaceae) en el Cantón El Triunfo (Guayas-Ecuador). *INVESTIGATIO*, (11), 89-98.
- Mosquera, D. 2021. Influencia de la estructura vegetal sobre la diversidad interanual de avifauna en sistemas agroforestales y cultivos de cacao orgánico en Ecuador. Informe ejecutivo de Biodiversidad, UNOCACE 2021, en prep.
- Nocedal, J. 1984. Estructura y utilización del follaje de las comunidades de pájaros en bosques templados del Valle de México. *Acta Zool. Mex. (Nueva Serie)* 6:1-45.
- Núñez, R. M. G., Díaz, C. R., Lezama, S. U., & Tinoco-Rueda, J. A. (2020). Vegetación y estructura del hábitat que determina la dieta de aves insectívoras en sistemas agroforestales. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 11(4), 853-864.
- Orejuela, J.E. 1979. Estructura de la comunidad aviaría en un guadual (*Bambusa guadua*) en el municipio de Jamundí, Valle, Colombia. *Cespedesia* 8: 43-57.

- Ortega-Rivera, K.; Flores-Hernández, N.; Zarza, H. y Chávez, C. 2019. Caracterización del estado fitosanitario de *Quercus obtusata* Bonpl., en bosque mesófilo de montaña, Xicotepec, Puebla Phytosanitary characterization of *Quercus obtusata* Bonpl., in a mountain cloud forest, Xicotepec, Puebla. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 10(53):64-85.
- Padron, R.S. 2015. Rainfall in the Andean páramo: new insights from high-resolution monitoring in southern Ecuador. *Journal of Hydrometeorology*, 16, 985–996.
- Rahbek, C. 1997. The relationship among area, lavational, and regional species in Neotropical birds. *American Naturalist* 149:875-902.
- Ramírez-Albores, Jorge E. 2013. Riqueza y diversidad de aves de un área de la Faja Volcánica Transmexicana, Tlaxcala, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s), 29(3):486-512 pp.
- Rappole, J. H., E. S. Morton, T. E. Lovejoy III & J. R. Ruos. 1993. Aves migratorias neárticas en los neotrópicos. Conservation and Research Center. National Zoological Park. Front Royal, BC, Canadá.
- Rickart, E. 2001. Elevational diversity gradients, biogeography, and the structure of montane mammal communities in the intermountain region of North America. *Global Ecology and Biogeography* 10:77-100.
- Roberts, P. and King, D. 2019. Variation in plumage reflects avian habitat associations not revealed by abundance. *The Wilson Journal of Ornithology*. 131(2):339-347.
- Sánchez-Cordero, V. 2001. Elevational gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology and Biogeography* 10:63-76. *Science, Ecosystem Services and Management*. 10.1080/21513732.2013.842187.
- Sekercioglu, C. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107, 229-240. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00097-6
- Subasinghe, K., A.P., Sumanapala. 2014. Biological and functional diversity of bird communities in natural and human modified habitats in Northern Flank of Knuckles Mountain Forest Range, Sri Lanka. *Biodiversitas*. 200-205 pp.
- Sunshine, A., Van Bael, R., Zambrano y J. S. Hall. 2013. Bird communities in forested and human-modified landscapes of Central Panama: a baseline survey for a native species reforestation treatment. *International Journal of Biodiversity*

- Ugalde-Lezama, S. J., I. Valdez-Hernández, Ramírez-Valverde, G., J. L. Alcántara-Carbajal, Velázquez- Mendoza J. 2009. Distribución vertical de aves en un bosque templado con diferentes niveles de perturbación. *Madera y Bosques*, Vol. 15, Num.1, pp5-26. Instituto de Ecología, A.C. México.
- Ugalde-Lezama, S., Alcantara-Carbajal, J. L., Tarango-Arambulo, L.A., Ramírez-Valverde, G., y 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* 83:133-143.
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*. 47(4):893-901.
- Walther, B. y Monrad, S. 1997. Comparative performance of species richness estimation methods. *Department of Zoology, Oxford University, Oxford OXI 3PS, UK*.
- Whelan, C.J., D.G. Wenny y R.J. Marquis. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Science* 1134: 25-60.
- Wiens, J.A., & J.T. Rotenberry. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs* 51:21-4.

ANEXOS

Anexo 1. Listado de especies de aves encontradas en las áreas muestreadas, la familia y la clasificación por grupo trófico.

Especies	Familia	Grupo trófico
Amazilia Hummingbird	Trochilidae	Frugívora
Barn Swallow	Hirundinidae	Insectívora
Baron's Hermit	Trochilidae	Frugívora
Black-bellied Whistling Duck	Anatidae	Granívora
Blackburnian Warbler	Parulidae	Insectívora
Black-capped Sparrow	Emberizidae	Omnívora
Black-cheeked Woodpecker	Picidae	Insectívora
Black-throated Mango	Trochilidae	Frugívora
Blue Ground Dove	Columbidae	Granívora
Blue-and-white Swallow	Hirundinidae	Insectívora
Blue-black Grassquit	Emberizidae	Granívora
Blue-gray Tanager	Thraupidae	Frugívora
Boat-billed Flycatcher	Tryannidae	Insectívora
Cattle Egret	Ardeidae	Insectívora
Chestnut-throated Seedeater	Thraupidae	Granívora
Collared Antshrike	Thamnophilidae	Insectívora
Common Tody-Flycatcher	Tryannidae	Insectívora
Crimson-breasted Finch	Emberizidae	Granívora
Ecuadorian Ground Dove	Columbidae	Granívora
Ecuadorian Thrush	Turdidae	Frugívora
Fulvous Whistling Duck	Anatidae	Granívora
Golden-faced Tyrannulet	Tryannidae	Insectívora
Golden-olive Woodpecker	Picidae	Insectívora
Gray-breasted Martin	Hirundinidae	Insectívora
Gray-capped Cuckoo	Cuculidae	Insectívora
Great Egret	Ardeidae	Carnívora
Groove-billed Ani	Cuculidae	Insectívora
House Wren	Troglodytidae	Insectívora
Limpkin	Aramidae	Carnívora
Lineated Woodpecker	Picidae	Insectívora
Masked Tityra	Tryannidae	Omnívora
Masked Water Tyrant	Tryannidae	Insectívora
Muscovy Duck	Anatidae	Omnívora
Olivaceous Woodcreeper	Dendrocolaptidae	Insectívora
One-colored Becard	Tryannidae	Omnívora
Orange-crowned Euphonia	Thraupidae	Frugívora
Pacific Hornero	Furnariidae	Insectívora
Pacific Parrotlet	Psittacidae	Granívora
Pale-browed Tinamou	Tinamidae	Frugívora
Pale-mandibled Aracari	Rhampastidae	Frugívora
Pale-vented Pigeon	Columbidae	Frugívora

Pallid Dove	Columbidae	Frugívora
Palm Tanager	Thraupidae	Frugívora
Peruvian Meadowlark	Icteridae	Insectívora
Plain-breasted Ground Dove	Columbidae	Frugívora
Plain-brown Woodcreeper	Dendrocolaptidae	Insectívora
Red-eyed Vireo	Vireonidae	Insectívora
Rufous-browed Peppershrike	Vireonidae	Insectívora
Rufous-tailed Hummingbird	Trochilidae	Frugívora
Rusty-margined Flycatcher	Tryannidae	Insectívora
Saffron Finch	Emberizidae	Granívora
Saffron Siskin	Fringillidae	Granívora
Savanna Hawk	Accipitridae	Carnívora
Scale-crested Pygmy Tyrant	Tryannidae	Insectívora
Scarlet-backed Woodpecker	Picidae	Insectívora
Scrub Blackbird	Icteridae	Insectívora
Shiny Cowbird	Icteridae	Omnívora
Smooth-billed Ani	Cuculidae	Insectívora
Social Flycatcher	Tryannidae	Insectívora
Southern Beardless Tyrannulet	Tryannidae	Insectívora
Southern Rough-winged Swallow	Hirundinidae	Insectívora
Speckle-breasted Wren	Troglodytidae	Insectívora
Squirrel Cuckoo	Cuculidae	Insectívora
Streaked Flycatcher	Tryannidae	Omnívora
Streak-headed Woodcreeper	Dendrocolaptidae	Insectívora
Thick-billed Euphonia	Thraupidae	Frugívora
Tropical Gnatcatcher	Poliophtilidae	Insectívora
Tropical Kingbird	Tryannidae	Insectívora
Turkey-Vulture	Cathartidae	Carnívora
Variable Seedeater	Emberizidae	Granívora
White-lined Tanager	Thraupidae	Frugívora
White-shouldered Tanager	Thraupidae	Frugívora
White-tipped Dove	Columbidae	Granívora
Yellow-bellied Seedeater	Emberizidae	Granívora
Yellow-olive Flatbill	Tryannidae	Insectívora
Yellow-rumped Cacique	Icteridae	Insectívora

Anexo 2. Variables vegetales estimadas en las áreas muestreadas para posterior caracterización de hábitats.

N° real	Punto	N° puntos	Hierbas		Arbustos		Árboles		#	Árboles Frondosos		Vegetación Dominante	Hábitat
			porcentaje	Altura media (en metros)	porcentaje	Altura media (en metros)	porcentaje	Altura media (en metros)		Especie	Altura media (en metros)		
1	1	1	30%	0.30	1%	1.50	60%	3.00	0	N/D	-	Plátano	Monocultivo local
2	2	1	20%	0.50	10%	1.50	70%	3.00	15	Cacao	1.50	Plátano	Monocultivo local
3	3	1	40%	0.50	0%	-	90%	4.00	12	Cacao	5.00	Plátano	Monocultivo local
4	4	1	20%	0.30	10%	1.50	70%	3.00	10	Cacao	1.50	Plátano	Monocultivo local
5	5	1	5%	0.50	0%	-	75%	4.00	4	Varios	7.00	Plátano	Monocultivo local
6	1	2	20%	0.30	20%	2.00	60%	5.00	1	Naranja	4.00	Plátano	Monocultivo local
7	2	2	15%	0.20	0%	-	80%	5.00	2	Naranja	5.00	Plátano	Monocultivo local
8	3	2	30%	0.50	0%	-	80%	4.00	0	N/D	-	Plátano	Monocultivo local
9	4	2	50%	0.50	10%	2.00	80%	4.00	1	Mango	6.00	Plátano	Monocultivo local
10	5	2	30%	0.30	10%	2.00	60%	4.00	1	Naranja	6.00	Plátano	Monocultivo local
11	1	3	20%	0.30	10%	1.40	10%	2.50	10	Cacao	3.00	Hierbas	Área abierta
12	2	3	60%	0.30	0%	-	10%	0.30	0	N/D	-	Hierbas	Área abierta
13	3	3	40%	0.30	10%	0.50	20%	3.00	0	N/D	-	Plátano	Monocultivo local
16	1	4	5%	0.30	20%	1.50	5%	4.00	4	Varios	11.00	Plátano	Área abierta
18	3	4	2%	0.30	20%	1.00	40%	15.00	3	Ciruelos	15.00	Teca	Monocultivo local
19	4	4	2%	0.20	10%	0.70	30%	4.00	5	Obos	6.00	Plátano	Monocultivo local
20	5	4	30%	0.60	40%	2.00	15%	10.00	3	Ciruelos	13.00	Cacao	Cacao abandonado
21	1	5	20%	0.20	3%	2.00	0%	-	0	N/D	-	Maíz	Monocultivo local
22	2	5	80%	0.20	5%	2.00	0%	-	0	N/D	-	Maíz	Monocultivo local
23	3	5	5%	0.30	10%	1.00	2%	8.00	1	Moral fino	8.00	Platanillo	Área abierta
24	4	5	5%	0.20	0%	-	2%	12.00	1	Moral fino	12.00	Platanillo	Área abierta
26	1	6	60%	0.30	5%	1.50	10%	8.00	3	Naranja	4.00	Platanillo	Área abierta
27	2	6	20%	0.30	10%	1.00	60%	9.00	20	Cacao	5.00	Cacao	Cacao abandonado
28	3	6	30%	0.30	10%	1.50	60%	6.00	8	Cacao	4.00	Cacao	Cacao abandonado
29	4	6	30%	0.30	5%	1.50	70%	4.00	6	Naranja	6.00	Plátano	Monocultivo local
30	5	6	10%	0.30	5%	1.50	70%	4.00	12	Cacao	5.00	Cacao	Cacao abandonado
31	1	7	90%	0.70	40%	2.50	15%	4.00	3	Naranja	5.00	Hierbas	Área abierta
32	2	7	90%	0.70	40%	2.50	15%	4.00	4	Naranja	6.00	Hierbas	Área abierta
33	3	7	100%	1.00	0%	-	60%	4.00	1	Naranja	6.00	Plátano	Monocultivo local
34	4	7	100%	1.00	0%	-	60%	4.00	2	Naranja	5.00	Plátano	Monocultivo local
35	5	7	100%	1.00	0%	-	60%	4.00	0	N/D	-	Plátano	Monocultivo local
37	2	8	90%	1.00	5%	3.00	10%	30.00	1	Samán	30.00	Hierbas	Área abierta
38	3	8	30%	0.30	5%	3.00	15%	30.00	1	Samán	30.00	Hierbas	Área abierta
39	4	8	90%	2.00	10%	3.00	10%	30.00	1	Samán	30.00	Hierbas	Área abierta
41	1	9	40%	0.30	40%	2.50	5%	6.00	1	Fernán Sánchez	20.00	Cacao	Cacao abandonado
42	2	9	90%	0.30	50%	1.20	30%	6.00	3	Naranja	8.00	Cacao	Cacao abandonado
43	3	9	90%	0.40	50%	1.20	10%	5.00	2	Naranja	5.00	Cacao	Cacao abandonado
44	4	9	60%	0.40	50%	1.20	30%	6.00	1	Melina	8.00	Cacao	Cacao abandonado
45	5	9	30%	0.30	20%	1.50	60%	7.00	1	Melina	12.00	Cacao	Cacao abandonado