

UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

# **INFLUENCIA DE LA CONFIGURACIÓN Y COMPOSICIÓN DE LOS PAISAJES AGROFORESTAL Y SILVOPASTORIL EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE AVES DEL PIEDEMONTES AMAZONICO**

**Alexander Velasquez Valencia**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Departamento Biología  
Bogotá D.C., Colombia

2018



# **INFLUENCIA DE LA CONFIGURACIÓN Y COMPOSICIÓN DE LOS PAISAJES AGROFORESTAL Y SILVOPASTORIL EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE AVES DEL PIEDEMONTES AMAZONICO**

**Alexander Velasquez Valencia**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

**Doctor en Ciencias Biología**

Director (a):

Ph.D., Maria Argenis Bonilla Gómez

(a)

Línea de Investigación:

Ecología

Grupo de Investigación:

Biología de Organismos Tropicales BIOTUN

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias, Departamento Biología

Bogotá D.C., Colombia

2018



*(Dedicatoria)*

*A mis padres todo por ellos...  
y mi hijo SVFT la razón de mi existir*



## **Agradecimientos**

A mi Padre Gerardo Velasquez y mi Madre Cilia Valencia Zuluaga, todo por ustedes.

A mi mentora y amiga mi Profe M. Argenis Bonilla G, toda mi admiración.

A Maria Yenny Fajardo y mi Hijo Samuel Velasquez Fajardo por su apoyo y paciencia durante todo mi doctorado

A mis Hermanos, sobrinos, cuñadas.. la vida con la familia es mas fácil.

Cesar Augusto Estrada (qepd) por su enseñanza, confianza y apoyo tanto de forma personal como académica para poder realizar esta investigación.

Amadeo Perdomo Rojas por su compañía durante las faenas de campo y por su amistad incondicional.

Fernando Ortiz Suarez por sus comentarios y aliento durante todo mi estudio doctoral.

A el ingeniero Carlos Fabio Castro Arias por su gestión en el desarrollo de la clasificación de las coberturas y los cálculos de las métricas del paisaje.

Fernando Castro H, Nelly Erazo y Raúl Sedano. por sus comentarios y correcciones en el documento final.

Centro de Investigación de la Biodiversidad Andino Amazónica INBIANAM de la Universidad de la Amazonia y a la Universidad Nacional de Colombia por el préstamo de equipos y logística para el desarrollo de la fase de campo.

A cada uno de los que en algún momento de su vida hicieron parte de este proceso...

Al proyecto Biodiversidad en Paisajes Amazónicos; Determinantes socioeconómico de producción de bienes y servicios ecosistémicos (AMAZ)



## Resumen

Se determinó la influencia de la configuración y composición de los paisajes agroforestal y silvopastoril sobre los patrones de distribución de la riqueza, abundancia y diversidad del ensamble y los gremios de forrajeo de aves en la región Andino-Amazonia del departamento de Caquetá. El estudio se realizó en 39 mosaicos, se seleccionaron tres propiedades del paisaje para cuantificar las variables del mosaico. Se muestrearon 351 puntos y 5265 minutos de observación. En total se registraron 6720 individuos, 262 especies de aves, 54 familias y 23 Ordenes. En SGT se registraron 193 especies, en SAF 186 y en SPP 101. Las curvas de acumulación de especies no llegaron a su asíntota. Los sistemas de producción presentaron entre el 30% y 40% de especies exclusivas. Se presentaron correlaciones positivas entre los usos del suelo de vegetación abierta y los índices de dominancia, y los usos de suelo de vegetación cerrada con los índices de riqueza y diversidad presente en los mosaicos. El gremio más rico fue (ISA) y el menor (FOL). Las aves respondieron a la variación de las coberturas de los elementos de los mosaicos en los sistemas de producción. La diversidad del ensamble de aves mostró una fuerte relación con las condiciones de heterogeneidad del mosaico. Mosaicos con mayor número y diversidad de parches de vegetación cerrada y de forma simétrica presentaron mayor diversidad y riqueza de especies. Mientras que la dominancia de especies presentó una relación positiva con el tamaño de los parches de vegetación abierta

**Palabras clave:** Aves; Diversidad; Estructura; Ensamble; Paisaje; Ganadería; Gremios de Forrajeo.

## Abstract

This research determined the influence of the configuration and composition of agroforestry and silvopastoral landscapes on the distribution patterns of richness, abundance and diversity of the assembly and foraging guilds of birds in the Andean Amazon region of the Department of Caquetá, Colombia. The study was conducted in 39 mosaics, and three landscape properties were selected to quantify mosaic variables. We sampled 351 points and recorded 5265 minutes of observation. In total, 6720 individuals, 262 species, 54 families and 23 orders of birds were registered. We recorded 193 species in SGT, 186 in SAF and 101 in SPP. The species accumulation curves did not reach their asymptote. The production systems presented between 30% and 40% of exclusive species. Positive correlations were found among open vegetation land uses and dominance indices, and between closed vegetation land uses and indices of richness and diversity present in the mosaics. The richest guild was (ISA) and the least rich was found to be (FOL). The birds respond to the variation of the coverage of mosaic elements in the production systems. The diversity of the assembly of birds showed a strong relationship with conditions of mosaic heterogeneity. Mosaics with greater number and diversity of patches of closed and symmetric vegetation presented greater diversity and species richness, while the dominance of species presented a positive relationship with the size of patches of open vegetation.

**Keywords:** Birds; Diversity; Structure; Assembly; Landscape; Cattle ranching; Livestock; Foraging Guilds.

# Contenido

	Pág.
<b>Resumen .....</b>	<b>IX</b>
<b>Lista de figuras .....</b>	<b>XIII</b>
<b>Lista de tablas .....</b>	<b>XV</b>
<b>Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>1. Capítulo 1 Aspectos generales de la Tesis .....</b>	<b>5</b>
1.1 Problema de Investigación .....	5
1.2 Marco Conceptual .....	7
1.2.1 El paisaje .....	7
1.2.2 La composición y la configuración del paisaje.....	8
1.2.3 La fragmentación y el mantenimiento de la biodiversidad.....	9
1.2.4 Aves en los paisajes fragmentados .....	10
1.2.5 Gremios de forrajeo .....	10
1.2.6 Sistemas producción: ganadería tradicional, silvopastoril y agroforestal 11	11
1.3 Objetivos.....	13
1.3.1 Objetivo general.....	13
1.3.2 Objetivos específicos.....	13
1.4 Hipótesis .....	13
1.4.1 Hipotesis 1 .....	13
1.4.2 Hipotesis 2 .....	14
1.5 Metodología general .....	14
1.5.1 Área de estudio.....	14
1.5.2 Propiedades del mosaico .....	16
1.5.3 Coberturas de la tierra en los mosaicos de los sistemas de producción 20	20
1.5.4 Censo de las aves .....	21
1.5.5 Análisis de estadístico .....	23
<b>2. Capítulo 2 La configuración espacial y heterogeneidad de los mosaicos de paisajes en los sistemas de producción ganadero, agroforestal y silvopastoril: implicaciones para la conservación de aves en la Amazonia Andina de Colombia</b>	<b>27</b>
2.1 Introducción .....	27
2.2 Resultados .....	29
2.3 Discusión .....	39

<b>3. Capítulo 3: Incidencia de la composición del paisaje sobre la diversidad de gremios de forrajeo de aves en los sistemas de producción de la región Andino amazónica en Colombia.....</b>	<b>45</b>
3.1 Introducción .....	45
3.2 Resultados .....	49
3.3 Discusión .....	58
<b>4. Conclusiones y recomendaciones .....</b>	<b>65</b>
4.1 Conclusiones .....	65
4.2 Recomendaciones .....	67
<b>Bibliografía .....</b>	<b>69</b>

## Lista de figuras

	Pág.
<b>Figura 1-1:</b> Ubicación del área de estudio y los mosaicos del paisaje estudiados en los sistemas de producción ganadero, agroforestal y silvopastoril de la región de la Amazonia Andina.....	15
<b>Figura 1-2:</b> Análisis de componentes principales de las métricas del paisaje de los mosaicos muestreados en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT) y silvopastoril (SSP) en la región de la Amazonia Andina del departamento del Caquetá. ....	22
<b>Figura 2-1:</b> Análisis de la distribución geográfica de la riqueza de aves, (Biogeographical Knowledge), de los sistemas de producción en la región de la Amazonia andina en el departamento de Caquetá en resolución espacial de 15 minuto, correspondientes a celdas de 650 km <sup>2</sup> . ....	30
<b>Figura 2-2:</b> Curva de acumulación de especies de los mosaicos del área de estudio en los paisajes de los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina del departamento de Caquetá.....	31
<b>Figura 2-3:</b> Curva de la distribución de la abundancia de los mosaicos muestreados en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT), silvopastoril (SSP) y todos los sistemas en la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá. Todas las curvas siguen el modelo de distribución geométrico ( $X^2= 5,76$ ; $P<0,05$ ). ....	33
<b>Figura 2-4:</b> Análisis de rarefacción de los sistemas de producción Agroforestal (SAF), Ganadería Tradicional (SGT) y Silvopastoril (SSP) en la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá.....	34
<b>Figura 2-5:</b> Índice de Similitud de Jaccard de la composición de especies en los tres sistemas de producción en el departamento del Caquetá.....	36
<b>Figura 2-6:</b> Análisis de componentes principales de los índices de diversidad en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT) y silvopastoril (SSP) en la región de la amazonia andina del departamento de Caquetá.....	37
<b>Figura 2-7:</b> Análisis de componentes principales de los índices de diversidad y las métricas del paisaje de los mosaicos en los sistemas de producción Agroforestal, Ganadería Tradicional y Silvopastoril en la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá. ....	38
<b>Figura 2-7:</b> Análisis de correlaciones canónicas de los índices de diversidad y las áreas (ha) de los usos del suelo en el paisaje de los mosaicos en los sistemas de	

producción agroforestal, ganadería tradicional y silvopastoril en la región de la amazonia andina del departamento de Caquetá. ....	39
<b>Figura 3-1:</b> Boxplot de la distribución de la (a) riqueza y (b) abundancia promedio de los gremios de forrajeo en los mosaicos de los paisajes de los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina;.....	50
<b>Figura 3-2:</b> Prueba de contingencia de las variables de abundancia de individuos por gremio y categoría de vegetación en los sistemas de producción de la región Andino Amazónica en el departamento del Caquetá .....	51
<b>Figura 3-3:</b> Análisis de correlaciones canónicas (ACC) de la distribución de la abundancia de los gremios de forrajeo y las áreas de los elementos del paisaje en los sistemas de producción en la región Andino Amazónica del departamento del Caquetá.	53
<b>Figura 3-4:</b> Análisis de correlaciones canónicas (ACC) de la distribución de la riqueza de los gremios de forrajeo y las áreas de los elementos del paisaje en los sistemas de producción en la región Andino Amazónica del departamento del Caquetá.	53
<b>Figura 3-5:</b> Análisis discriminante basado en abundancia de individuos de los quince gremios de forrajeo entre los tres sistemas de producción. ....	56
<b>Figura 3-6:</b> El análisis de componentes principales de los índices de diversidad de los gremios de forrajeo asociados a los sistemas de producción .....	57

## Lista de tablas

	Pág.
<b>Tabla 1-1:</b> Análisis de las propiedades del paisaje, y variables de las métricas de clase y paisaje de los mosaicos muestreados en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT) y silvopastoril (SSP) en la región Andino Amazónica del departamento de Caquetá. ....	17
<b>Tabla 1-2:</b> Descripción de los tipos de cobertura de la vegetación presentes en los mosaicos de paisaje en los sistemas de producción de la región de la amazonia andina. ....	18
<b>Tabla 1-3:</b> Análisis de la distribución de las áreas (ha) de los tipos de cobertura de la vegetación presente en los mosaicos de paisaje en los sistemas de producción de la región de la amazonia andina. ....	19
<b>Tabla 1-4:</b> Análisis del área de la cobertura de la tierra en los paisajes de los sistemas de producción silvopastoril (SSP), agroforestal (SAF) y de ganadería Tradicional (SGT) en la región de la amazonia andina del departamento de Caquetá. ....	20
<b>Tabla 2-1:</b> Valores de la riqueza, abundancia y representatividad, a partir de los estimadores de riqueza, de los muestreos de aves en los mosaicos de los sistemas de producción en la región Andino Amazónica del departamento del Caquetá. ....	32
<b>Tabla 2-2:</b> Resultados generales de los muestreos de aves en los sistemas de producción Agroforestal (SAF), Ganadería Tradicional (SGT), Silvopastoril (SSP) en la región andino amazónica del departamento del Caquetá. Individuos observados (n), riqueza (S), géneros (Gn), familias (Fa), Orden (Or), especies exclusivas (Ex) y especies raras (Er).....	33
<b>Tabla 3-1:</b> Estimación de la riqueza y valores de completitud de especies de aves observadas en los gremios de forrajeo en los sistemas producción de la región andino amazónica en el departamento de Caquetá. ....	54
<b>Tabla 3-1:</b> Índice de Similitud de Jaccard de la composición de especies de aves de los gremios de forrajeo entre los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina en el departamento del Caquetá.....	54
<b>Tabla 3-1:</b> Distribución riqueza media de los de los gremios de forrajeo en los sistemas de producción de la región Andino Amazónica en el departamento de Caquetá. ....	55



## Introducción

La transformación de los bosques naturales para el establecimiento de áreas de cultivo y zonas ganaderas, conllevan a procesos de conversión y cambios en el uso de la tierra. Estos procesos forman un mosaico de hábitats determinados por la intensidad de la perturbación, que simplifica la configuración, estructura y composición de los paisajes, (Pearson, Turner, Gardner, & O'Neill, 1996). El establecimiento de los sistemas de producción agropecuarios se caracteriza por afectar el paisaje en términos de homogenización de los usos del suelo (Donald, Sanderson, Burfield, & Van Bommel, 2006), reduciendo a heterogeneidad (Fahrig et al., 2011), el tamaño y aislamiento de los parches de hábitat dentro del paisaje (Goodwin & Fahrig, 2002; Öckinger & Smith, 2006).

La heterogeneidad del paisaje contribuye al mantenimiento de la biodiversidad, un patrón complejo del paisaje incrementa la probabilidad que los diferentes recursos necesarios se encuentren en estrecha proximidad, facilitando a los organismos obtenerlos de manera más eficiente (Burel & Baudry, 2005; Dunning, Danielson, & Pulliam, 1992; Goodwin & Fahrig, 2002; Ricketts, 2001). Las coberturas nativas de los paisajes, modificadas a coberturas uniformes de uso intensivo con pocos elementos de cubierta vegetal variada para el establecimiento de sistemas de producción (Robinson & Sutherland, 2002; Stoate et al., 2001), a menudo resultan en la pérdida del hábitat y la disminución de la diversidad local de especies (Bengtsson, Ahnström, & Weibull, 2005; Dauber et al., 2005).

La estructura, heterogeneidad, conectividad, o área de los usos del suelo del paisaje, influyen en los patrones de la distribución de la diversidad de especies (Dauber et al., 2005; Vanbergen, Woodcock, Watt, & Niemelä, 2005). Sin embargo, los resultados tienden a variar según la escala espacial y el taxón investigado, así como a los efectos del paisaje circundante (Bengtsson et al., 2005; Dauber et al., 2005). La disminución en la abundancia y riqueza de aves se correlaciona tanto con la intensificación de los sistemas de producción

agrícola (Billeter et al., 2008; Chamberlain & Fuller, 2000; P. F. Donald, Green, & Heath, 2001; Heikkinen, Luoto, Virkkala, & Rainio, 2004; Krebs, Wilson, Bradbury, & Siriwardena, 1999; Reif, 2013; Siriwardena, Crick, Baillic, & Wilson, 2000; Tschardt et al., 2012; Vickery et al., 2001) como la ganadera (Velasquez Valencia, 2009).

Las aves son buenas indicadoras de la calidad del hábitat, con muchas funciones ecológicas clave (Sekercioglu, 2006; Whelan, Wenny, & Marquis, 2008). La sensibilidad de las especies a los cambios en la heterogeneidad de la estructura y composición del paisaje puede diferir entre grupos de especies definidos tróficamente (Ambuel & Temple, 1983; Holmes, Bonney, & Pacala, 1979). Por ejemplo, la diversidad de algunos gremios de forrajero de aves insectívoras del bosque, son particularmente sensible a la perturbación de hábitat y a la fragmentación, debido a que están presentan habilidad limitada para dispersarse a través de lugares deforestados (Sekercioglu, 2006). Por el contrario, también existen algunos gremios de forrajero de aves oportunistas y generalistas que se ven favorecidas por los gradientes de paisajes modificados (Velásquez-Valencia et al., 2005).

En este contexto, la heterogeneidad del hábitat y las prácticas de uso del suelo se encuentran entre los factores potenciales que influyen en los patrones de la distribución de la biodiversidad a escala de paisaje (Benton, Vickery, & Wilson, 2003; Laurance, 1994). Mejorar la heterogeneidad del hábitat para la conservación de la biodiversidad en los sistemas de producción ganadera es un paradigma actual, donde se proponen alternativas silvopastoriles y agroforestales en el manejo de la intensidad del pastoreo (Batáry, Báldi, Kleijn, & Tschardt, 2010; Concepción et al., 2012; Laurance & Gascon, 1997). Además, existe una creciente necesidad de considerar los requisitos específicos de las especies que influyen en su respuesta a la ganadería intensiva y/o a la heterogeneidad del paisaje (Fahrig et al., 2011).

Los estudios en la Amazonia Andina a escala de paisaje que permitan evaluar la incidencia del establecimiento de sistemas de producción ganadera y agroforestal, en grupos taxonómicos, particularmente las aves, son escasos y sumamente dispersos. Se cuenta con algunas investigaciones que evalúan la distribución y composición de la riqueza de las

aves (Bohórquez, 2002; Carrero & Velásquez, 2011; Chapman et al., 1917; Cháux & Velásquez, 2009a, 2009b, Dugand & Borrero, 1946, 1948; Gutiérrez, Gómez, & Velasquez-Valencia, 2005; Hurd, Telleria, & Díaz, 1995; Salaman & Stiles, 2002; Velasquez Valencia & Cruz-Trujillo, 2010; Velásquez-Valencia et al., 2005; Velasquez Valencia, 2009) todas ellas a escala puntual.

En este sentido, es importante determinar la incidencia de la heterogeneidad y la composición de los paisajes en los patrones de distribución de la composición y estructura de la comunidad de las aves nativas en la región de la Amazonia Andina, sujeta a una transformación profunda y continua del paisaje. De igual forma, conocer la relación de la diversidad de aves con la estructura de los paisajes de los sistemas ganadero, agroforestal y silvopastoril y determinar la relación que existe entre los gremios de forrajeo con la composición del paisaje.



# **1. Capítulo 1 Aspectos generales de la Tesis**

## **1.1 Problema de Investigación**

En la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá, se presenta un frente activo de colonización para el establecimiento de sistemas de producción agrícolas, pecuarios y cultivos ilícitos. Este cambio en el uso del suelo modifica la estructura original del paisaje, conformando un mosaico, donde los fragmentos de bosque están inmersos en una matriz de vegetación abierta (potrerización). Esta nueva estructura del paisaje actúa como filtro ambiental, alterando los patrones de distribución de los diferentes componentes de la diversidad biológica, entre ellos las aves.

Algunos grupos de aves oportunistas se benefician de estas perturbaciones, como las insectívoras de áreas abiertas, bien sea colonizando hábitats nuevos, expandiendo su rango de ocupación, o aumentando el número de individuos. Mientras que otras especialistas, como las aves pequeñas de sotobosque, disminuyen el número de individuos o se extinguen localmente. Igualmente, los cambios en la estructura del paisaje modifican el ensamble de los gremios de forrajeo y los grupos funcionales. Estos cambios afectan no solo características numéricas de las comunidades de aves, sino que tiene un efecto importante sobre el funcionamiento en los ecosistemas. Alterando procesos claves como la polinización, la dispersión de semillas, el control de poblaciones de plagas de vertebrados e invertebrados y la relación entre parasito-hospedero (Murcia, 1995).

En este contexto, la abundancia y la distribución de las especies de aves están íntimamente relacionadas. Sin embargo, la naturaleza de esta relación ha sido poco investigada a diferentes escalas y particularmente a la escala de paisaje. Las investigaciones se han centrado en explicar los efectos de las modificaciones de los hábitats sobre la comunidad de aves a escala local-puntual, generalmente en corredores de vegetación, en la matriz, en el parche o en los sistemas de producción agrícolas, silvopastoriles y forestales, los cuales han sido objeto de reconocimiento por su aporte o efecto sobre los diferentes componentes de la biota (Daily, Ceballos, Pacheco, Suzán, & Sánchez-Azofeifa, 2003; Farina, 1997). En contraste, a nivel de paisaje, el énfasis se ha dado a la importancia de la diversidad de los elementos para el mantenimiento de la riqueza de especies de aves (Herzon, Marja, Menshikova, & Kondratyev, 2014; Herzon & O'Hara, 2007).

A pesar de estos avances, es importante determinar los mecanismos que influyen en los patrones de distribución de las aves nativas en los elementos del paisaje inmersos en la matriz de sistemas silvopastoriles y agroforestales. Los cambios en los usos del suelo a escala de paisaje representan restricciones o favorecen la disponibilidad, calidad, conectividad y continuidad del hábitat para las especies de aves (Sala et al., 2000; Thuiller, 2007). En este sentido, es necesario el análisis de la influencia de la disponibilidad de hábitat (composición), su distribución espacial (configuración) y las dinámicas y perturbaciones asociadas para realizar una gestión de conservación de la diversidad de aves.

En la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá, que se caracteriza por su alta biodiversidad, importancia ecológica y confluencia de las biotas de las regiones andina, amazónica y Orinoquia, afectada por una transformación profunda y continua del paisaje, es necesario identificar y explicar los patrones que emergen en la comunidad de aves con la transformación del paisaje. Así, en esta investigación se plantean las siguientes preguntas:

1. ¿Cómo es la relación entre la distribución de la riqueza, la abundancia y la diversidad de las especies de aves y la configuración y composición de los mosaicos del paisaje de los sistemas de producción ganadero, agroforestal y silvopastoril en la Amazonia Andina del departamento de Caquetá?
2. ¿Cuál es la relación entre la composición de los mosaicos del paisaje de los sistemas de producción ganadero, agroforestal y silvopastoril y los gremios de forrajeo de las especies de aves de la Amazonia Andina del departamento de Caquetá?

## **1.2 Marco Conceptual**

### **1.2.1 El paisaje**

El paisaje se puede definir como un área espacialmente heterogénea en al menos un factor de interés, (Turner, Gardner, & O’neill, 2001), compuesta por un mosaico de cubiertas y usos del suelo que interaccionan entre sí (Forman, 2014). Esta definición flexible es aplicable a todas las escalas y adaptable a diferentes sistemas. Desde el punto de vista estructural, el paisaje es caracterizado por su configuración particular, su composición y la conectividad estructural de los elementos (Maas et al., 2016; Taylor, Fahrig, Henein, & Merriam, 1993; Vreugdenhil, Meerman, Meyrat, Gómez, & Graham, 2002).

La funcionalidad y la dinámica de los paisajes son el resultado de los procesos y actividades naturales y humanas (Hortal, Saura, & de Toda, 2008) que ocurren a diferentes escalas espaciales y temporales (Turner et al., 2001) y pueden ser modificados a través de un disturbio producto de un evento.

La pérdida progresiva de cubiertas naturales por encima de ciertos umbrales, además de disminuir la disponibilidad de hábitats, produce un cambio en la configuración del paisaje

que afecta la conectividad. La disminución de la conectividad estructural genera un mosaico de elementos remanentes (fragmentos o parches) aislados unos de otros, rodeados por matrices perturbadas con estructura y composición diferente (Forman, 2014)

Saunders, Hobbs, & Margules (1991) definen cuatro categorías de paisaje en función del grado de fragmentación de las cubiertas naturales: intactas, salpicado o jaspeado, fragmentado y relicto. Los paisajes intactos y salpicados mantienen como mínimo el 90% y 60% de su superficie en buen estado de conservación respectivamente. El paisaje fragmentado se caracteriza por la pérdida de más del 60% de su cobertura natural y el relicto por la destrucción de más del 90% de su cobertura original. Por debajo del umbral del 60%, la conectividad del paisaje disminuye a niveles críticos interrumpiéndose la capacidad de percolación del territorio (Pearson et al., 1996; Wiens & Milne, 1989). A medida que aumenta la pérdida de superficie de hábitat, disminuye la conectividad y se hace más acusado el efecto de borde.

### **1.2.2 La composición y la configuración del paisaje**

El cambio en el paisaje se puede evidenciar mediante los efectos de dos componentes claves cuantificables del patrón espacial; la composición y configuración del paisaje (Li & Reynolds, 1994, 1995), ambos tienen una incidencia negativa sobre la supervivencia de las especies afectadas (Fahrig, 2003; Haslem & Bennett, 2008, 2011).

La composición define el número y la proporción de tipos de parches, la matriz y los corredores. Mientras que la configuración, representa la dimensión espacial y se incluye la disposición en el espacio de los parches, la forma del parche, el contraste entre parches vecinos y la conectividad entre parches del mismo tipo (Forman, 2014; Tischendorf & Fahrig, 2000).

La configuración y la composición del paisaje generada por la intensificación de uso de la tierra, los procesos de industrialización, la agricultura, la ganadería intensiva y los fenómenos de expansión de las infraestructuras, afectan la flora, la fauna, los flujos de materia y energía y la calidad del paisaje (Foley et al., 2005; Hong et al., 2007) Modifican procesos ecológicos tales como la predación (Olson, Dinerstein, Powell, & Wikramanayake, 2002; Renjifo, 2001; Roldán & Simonetti, 2001), el parasitismo (Laurance & Yensen, 1991; Murcia, 1995; Redford, 1992), dado que cambia los patrones espaciales de la cubierta vegetal en los paisajes (Azhar et al., 2013; Lindenmayer & Fischer, 2007). En este sentido, la fragmentación del hábitat opera a diferentes escalas espaciales, de hábitats y niveles de organización biológica. Un paisaje fragmentado para una especie puede no serlo para otra con mayores capacidades de dispersión o requerimientos de hábitats menos exigentes (Wiens & Milne, 1989).

### **1.2.3 La fragmentación y el mantenimiento de la biodiversidad**

El mantenimiento de las poblaciones en paisajes fragmentados depende de las características de las especies, hábitat idóneo, área de campeo "home range" (Hanski, Alho, & Moilanen, 2000; Haslem & Bennett, 2011; Vetter, Hansbauer, Végvári, & Storch, 2011), capacidad de dispersión (Opdam, Foppen, & Vos, 2001; Wiens & Milne, 1989); así como, la superficie y forma de los fragmentos y la conectividad funcional, expresada como la facilidad que tienen las especies para moverse por el paisaje. En este sentido, las poblaciones de especies no habitan en un solo elemento de hábitat continuo, sino que habitan en conjuntos de elementos de hábitats, los cuales están mutuamente conectados por movimientos de dispersión.

Una cuestión clave es entender la importancia relativa de la medida y la configuración espacial del hábitat de los taxones de interés (Bennett, Radford, & Haslem, 2006; McGarigal & McComb, 1995; Radford, Bennett, & Cheers, 2005; Trzcinski, Fahrig, & Merriam, 1999b). El paradigma de la "fragmentación del hábitat" (Haila, 2002b; McGarigal & Cushman, 2002; Smith, Fahrig, & Francis, 2011) se ha centrado principalmente en la biota que depende de la vegetación natural remanente en el paisaje. Este enfoque ha dado

énfasis a la distribución espacial de la vegetación remanente y su influencia en la capacidad de los taxones de persistir en paisajes modificados.

#### **1.2.4 Aves en los paisajes fragmentados**

Particularmente las aves son organismos que pueden ser de gran utilidad para valorar las características del hábitat, sus dinámicas se asocian a su distribución a escala de paisaje y sobre grandes áreas de estudio. Las características de los hábitats forestales están relacionadas con la distribución de las aves a diferentes escalas espaciales (Mitchell et al., 2006; Yamaura et al., 2011) y no únicamente a escala local. Sin embargo, aún existe un gran desconocimiento sobre la distribución de las aves de los cambios en el bosque a escala de paisaje, producidos por los sistemas de producción y otras perturbaciones (Mitchell et al., 2008)

Particularmente, las aves son sensibles a la modificación del hábitat. La riqueza y la composición de especies son sensibles a los cambios en la heterogeneidad del paisaje. Estudios realizados por (Castellon & Sieving, 2006; O'Dea & Whittaker, 2007; Renjifo, 2001), sugieren que la fragmentación generalizada de un hábitat de un bosque con muy poco nivel de intervención a zonas de pastoreo o áreas abiertas produce un declive monótono en la riqueza y diversidad de especies.

#### **1.2.5 Gremios de forrajeo**

Según (Root, 1967), un gremio es un grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales en una manera similar. Por otro lado, (Corcuera, 2001), establece que un gremio alimenticio, agrupa a las especies que utilizan o aprovechan un mismo recurso alimenticio en porciones similares e iguales, y estas especies no necesariamente están taxonómicamente relacionadas. Las aves han desarrollado estrategias o técnicas de forrajeo utilizadas para alimentarse recoger, alcanzar, colgar, sondear, halconear, picar, salir, cernir, espigar y arrojarse (Remsen Jr & Robinson, 1990).

El gremio de forrajeo es uno de los factores que permite evaluar la respuesta de las aves frente a la degradación del hábitat. Por ejemplo, se ha encontrado que especies que dependen espacial y temporalmente de recursos variados y de grandes áreas son altamente susceptibles a la extinción (Renjifo, 2001). También existen gremios de forrajeo que presentan tolerancia frente a los efectos de la perturbación, su diversidad no disminuye al fragmentar del bosque (Kattan, Alvarez-López, & Giraldo, 1994).

En aves, los gremios de forrajeo y grupos tróficos más vulnerables al proceso de perturbación, son los insectívoros de sotobosque, los frugívoros grandes de dosel y los nectarívoros (Donald et al., 2006; Kattan, 1992; O'Dea & Whittaker, 2007; Terborgh & Winter, 1983; Willis, 1979). Al contrario, los grupos omnívoros y algunos consumidores de insectos al vuelo de áreas abiertas muestran un pico en su densidad en gradientes de hábitats modificados de bosques secundarios a tierras agrícolas (Kaboli, Guillaumet, & Prodon, 2006; Velásquez-Valencia et al., 2005). En general, las investigaciones de la estructura de las comunidades de aves, que analizan los gremios de forrajeo involucran el estudio del tipo de alimento y sus categorías.

### **1.2.6 Sistemas producción: ganadería tradicional, silvopastoril y agroforestal**

En el manejo ganadero para la siembra de pastizales se talan los bosques (Ledesma, Gallego, & Peláez, 2002). En términos generales, la actividad ganadera reduce la densidad y biomasa de muchas especies vegetales, altera la heterogeneidad espacial y disminuye la productividad del hábitat (Wang, Xu, Chen, Wu, & Lu, 2014), lo que conlleva a la modificación del ciclo de nutrientes, erosión y a la compactación del suelo ((Freilich, Emlen, Duda, Freeman, & Cafaro, 2003; Smit et al., 2001) A través de estos efectos, se simplifica la estructura vertical de la vegetación y se reduce la disponibilidad de refugios (cobertura) y alimento para la fauna silvestre (Pereira, 2009).

Silvopastoril, sistema agropecuario donde las leñosas perennes (árboles y/o arbustos) interactúan con los pastizales y animales bajo un sistema de manejo integral. Este sistema

es una opción de manejo, que a diferencia del manejo tradicional (ganadería extensiva tradicional), no sólo permite la preservación de áreas de bosque y evita la pérdida de hábitats importantes para las especies de fauna y flora, sino que también representa una alternativa que contempla la necesidad de practicar manejos sustentables y ecológicamente responsables (Ledezma et al., 2002).

Sistemas Agroforestales (SAF). Los SAF son una forma de cultivo múltiple en la que se cumple tres funciones fundamentales, según (Somarriba Chávez, 1990) existe al menos dos especies de plantas que interactúan biológicamente; al menos uno de los componentes es una leñosa perenne, c) al menos uno de los componentes es manejado con fines agrícolas, incluyendo pastos. Los SAF se definen como paisajes resultantes de las actividades agrícolas o pecuarias, en su sentido más amplio, comprende plantaciones forestales o cualquier ecosistema bajo manejo (Thrupp, 2010).

Los sistemas agroforestales, abarcan un conjunto de técnicas de manejo de tierras que combinan el cultivo de interés con especies forestales, en una forma simultánea o escalonada en tiempo y espacio (Rappole, Helm, & Ramos, 2003); de esta manera, el cultivo crece bajo sombra en asocio con árboles nativos de mayor altura, remanentes de la vegetación original, con el fin de simular el hábitat natural.

Estos sistemas se han convertido en una alternativa de producción sana, incluye manejos orgánicos y además imitan en estructura y diversidad al bosque y por ende contribuyen a la conservación de flora y fauna para los productores de los países tropicales (Soriano, 2000). Además, la diversidad arbórea existente en los cultivos es de gran interés ecológico porque protege el suelo y actúa como refugio para la biodiversidad, como las aves migratorias y residentes, las cuales hacen uso de los árboles de sombra para su refugio, alimentación, predación y dispersión de semillas (Maas et al., 2016; Rice & Greenberg, 2000).

## **1.3 Objetivos**

### **1.3.1 Objetivo general**

Establecer la influencia de la configuración y composición de los mosaicos de los paisajes de producción ganadera, agroforestal y silvopastoril en la estructura de la comunidad de aves de la región de la Amazonia Andina del Departamento de Caquetá

### **1.3.2 Objetivos específicos**

Evaluar la incidencia de la configuración y composición de los mosaicos de los paisajes ganadero agroforestal y silvopastoril en la distribución de la riqueza, la abundancia y la diversidad de la comunidad de aves de la región de la Amazonia Andina del Departamento de Caquetá.

Analizar la relación de la composición de los mosaicos de los paisajes ganadero, agroforestal y silvopastoril sobre la diversidad y composición de gremios de forrajeo de aves de la región de la Amazonia Andina del Departamento de Caquetá.

## **1.4 Hipótesis**

### **1.4.1 Hipotesis 1**

Existe una dependencia de la riqueza y abundancia de especies de aves a los mosaicos con mayor número y diversidad de parches tipo de cobertura de vegetación cerrada en los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina. De este modo, mosaicos con más tipos de cobertura de vegetación cerrada deberían tener una mayor riqueza y diversidad de especies de aves.

## 1.4.2 Hipotesis 2

Los gremios de forrajeo de las especies de aves consumidoras de insectos de suelo y aéreos, consumidoras de semillas de herbáceas y consumidoras de vertebrados, presentan su pico de riqueza y abundancia en mosaicos dominados por parches de tipos de vegetación abierta, mientras que los demás gremios presentan una relación positiva con mosaicos dominados por parches grandes tipos de vegetación cerrada

## 1.5 Metodología general

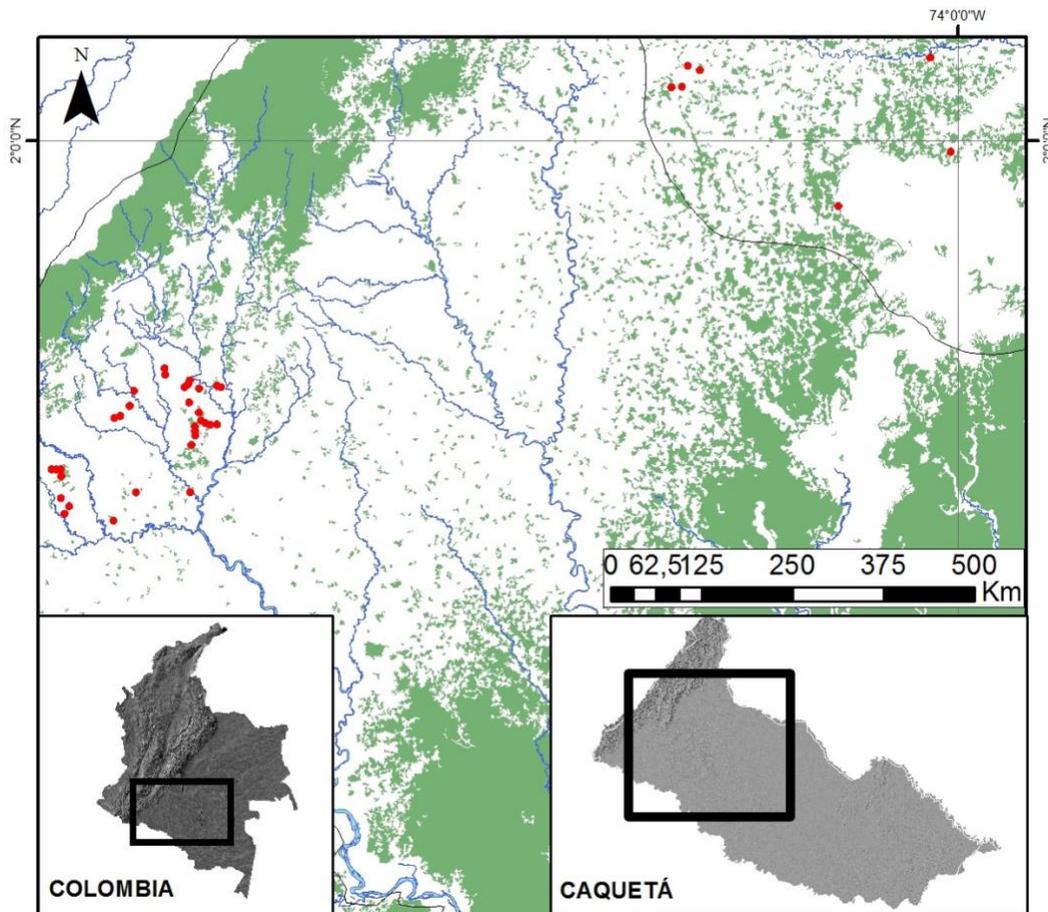
### 1.5.1 Área de estudio

El estudio se realizó al suroriente de la República de Colombia, en el departamento de Caquetá (1°37'N - 75°36'O), en los municipios de Florencia (1°36'N - 75°36'O), Morelia (1°29'N - 75°43'O), Belén de los Andaquíes (1°24'5N - 75°52'O) y San Vicente del Caguán (2°06'N - 74°46'O) (Figura 1-1). La temperatura promedio anual es de 25,10 °C; en los meses de diciembre a marzo se presentan las mayores temperaturas. La precipitación total anual es de 3.800 mm con una distribución monomodal que se caracteriza por un periodo de lluvias máximas promedio entre abril - octubre. La humedad relativa media mensual oscila alrededor del 81% a lo largo del año. (IDEAM 2017).

Esta región presenta geomorfología dominante de lomerío, piedemonte y valles inundables con pendientes menores del 12%, predominan los suelos planos u ondulados con altitudes entre los 200 a 1.000 m. Según (Hernández Camacho, 1992), la región natural es denominada selva densa exuberante de los interfluvios de los ríos Caquetá y Putumayo, que poseen características similares en cuanto a clima, fisiografía, suelo y composición florística. Sin embargo, esta región selvática es afectada por la tala y quema de sus bosques para actividades pecuarias, agrícolas y de cultivos ilegales. Según las alertas del IDEAM (2017) esta región está inmersa en dos núcleos de detección tempranas de

deforestación, la dinámica de explotación maderera corresponde al 39,70% de la deforestación nacional.

**Figura 1-1:** Ubicación del área de estudio y los mosaicos del paisaje estudiados en los sistemas de producción ganadero, agroforestal y silvopastoril de la región de la Amazonia Andina.



En el área de estudio, se han tipificado tres sistemas de producción el silvopastoril (SSP), el agroforestal (SAF) y de ganadería tradicional o extensiva (SGT), los cuales determinan la economía de la región. El primer sistema (SSP) lo conforman leñosas perennes (árboles y/o arbustos) que interactúan con los pastizales y animales bajo un sistema de manejo integral. El SAF incluye manejos orgánicos y además imitan en estructura y diversidad al bosque, comprende plantaciones forestales perenne (*Hebea* o *Elaeis*) bajo manejo

(Thrupp, 2000) El SGT es un tipo de manejo ganadero extensivo donde la matriz dominante son pastizales (Ledesma et al., 2002). En este sentido, el 25,70% del territorio del departamento está compuesto por zonas de pastoreo, con una producción anual de 1.555.443 cabezas de ganado bovino, y más de 1.500 hectáreas cultivadas en caucho *Hevea* y en palma africana *Elaeis* (Torrijos, Beltran, & Eslava, 2017).

### 1.5.2 Propiedades del mosaico

Para la caracterización local del paisaje de los sistemas productivos, se obtuvo una imagen de satélite ALOS de agencia jaxa del 25 de noviembre de 2015, que corresponde a Orteguzza River at the Amazonian Piedmont, northwest of the Amazon Basin in Colombia (1°39'N – 75°23'W, y 1°09'N – 75°55'W). Se realizó un mapa temático de las coberturas de la vegetación mediante el proceso de sobreposición de mapas siguiendo los lineamientos conceptuales y metodológicos en la definición y limitación de ecosistemas de (Armenteras, Gast, & Villareal, 2003; Etter, 1993). La verificación y ajustes del mapa se realizó a través de las salidas de campo efectuadas en el periodo destinado para la captura de información primaria.

El estudio se realizó en 39 mosaicos que fueron establecidos en los tres sistemas de producción. Cada mosaico consistió en una superficie circular de 0,5 km de radio (78,5 ha.). El área de cada mosaico permitió incluir múltiples tipos de la cobertura de vegetal en los paisajes de los sistemas de producción y la replicación del muestreo (Haslem & Bennett, 2008). La selección de los mosaicos se realizó, teniendo en cuenta la facilidad de acceso y la seguridad del territorio, donde el conflicto armado permitiera efectuar los muestreos. En total, se establecieron nueve mosaicos en SSP, once en SAF y 19 en SGT.

Se seleccionaron tres propiedades del paisaje para cuantificar las variables del mosaico la configuración espacial (n=5), la heterogeneidad (n=3) y la agregación (n=4) de las coberturas de vegetación. Las variables que describen la configuración espacial y la heterogeneidad de los mosaicos fueron calculadas con FRAG-STAT Versión 3.3. Toda la información espacial se trabajó en ArcMap versión 10 (Tabla 1-1).

**Tabla 1-1:** Análisis de las propiedades del paisaje, y variables de las métricas de clase y paisaje de los mosaicos muestreados en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT) y silvopastoril (SSP) en la región Andino Amazónica del departamento de Caquetá.

Propiedades del mosaico	Variable	Abreviación	Descripción
Composición	Índice de diversidad de Shannon	<i>SHDI</i>	Valora la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad, a partir de la diversidad de fragmentos.
	Riqueza de parche	<i>PR</i>	Porta el número de diferentes tipos de uso/coertura del suelo que existe en el paisaje.
	Índice de diversidad de Simpson	<i>SIDI</i>	Valora, a partir de probabilidades, la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad.
	Número de parches	<i>NP</i>	Mide la fragmentación del paisaje
Agregación	División	<i>DIVISION</i>	Mide la probabilidad de que dos celdas elegidas al azar no pertenezcan a la misma región
	Índice de forma del paisaje	<i>LSI</i>	Calcula la relación entre área y perímetro para el conjunto del paisaje
	Distancia del Vecino más cercano	<i>ENN</i>	Distancia al fragmento de la misma clase más próximo.
Configuración	Media del Perímetro área forma	<i>PARA</i>	Perímetro del conjunto de fragmentos.
	Media del índice de forma	<i>SHAPE</i>	Mide la complejidad de la forma
	Área	<i>AREA</i>	Calcula el área correspondiente a cada uno de los fragmentos
	Índice del mayor parche	<i>LPI</i>	Cuantifica el porcentaje de área total ocupado por la región más grande

En total se determinaron doce tipos de coberturas de la vegetación en los mosaicos (Tabla 1-2), las cuales fueron agrupadas en dos categorías. La primera corresponde a los tipos de cobertura de vegetación abierta, conformada por Laguna (LGN), Pastos con árboles dispersos (PAD), Pastos enmontados (PEN), Pastos limpios (PPL), Potreros inundables (PHO), y Río (RIO). La segunda categoría corresponde a coberturas de vegetación cerrada Bosque denso (BDN), Bosque fragmentado (BFG), Bosque ripario (BRP), Cultivos de explotación de Caucho (CCH), Vegetación secundaria baja (RTT), y Vegetación

secundaria alta (RTV). La composición de las coberturas en los mosaicos, su configuración y sus propiedades estructurales, proveen los recursos en los hábitats a las aves presentes en los sistemas de producción de la región de la Amazonia Andina.

**Tabla 1-2:** Descripción de los tipos de cobertura de la vegetación presentes en los mosaicos de paisaje en los sistemas de producción de la región de la amazonia andina.

Tipo	Abre.	Descripción
<b>Coberturas de Vegetación Abierta</b>		
Laguna	LAG	Superficies o depósitos de aguas naturales de carácter abierto o cerrado, dulce, que pueden estar conectadas o no con un río.
Pasturas Limpias	PPL	Esta cobertura comprende las tierras ocupadas por pastos sembrados de <i>Brachiaria</i> sp. con un porcentaje de cubrimiento mayor al 70%.
Pasturas Enmontadas	PEN	Son las coberturas representadas por tierras con pastos de <i>Brachiaria</i> sp. y malezas, conformando asociaciones de vegetación secundaria. En general, la altura de la vegetación secundaria es menor a 1,5 m.
Río	RIO	Un río es una corriente natural de agua que fluye con continuidad, y posee un caudal considerable.
Pasturas Inundables	PHO	Son aquellas pasturas ubicadas en la zona de inundación de las terrazas aluviales o entre los valles de los lomeríos.
Pasturas con Árboles Dispersos	PAD	Cobertura que incluye las tierras cubiertas con pastos sembrados con <i>Brachiaria</i> sp., en las cuales se han estructurado potreros con presencia de árboles de altura superior a cinco metros, distribuidos en forma dispersa. La cobertura de árboles debe ser mayor al 30% y menor al 50% del área total de la unidad de pastos.
<b>Coberturas de Vegetación Cerrada</b>		
Bosque Ripario	BRP	Se refiere a las coberturas constituidas por vegetación arbórea ubicada en las márgenes de cursos de agua permanentes o temporales. Este tipo de cobertura está limitada por su amplitud, ya que bordea los cursos de agua y los drenajes naturales.
Vegetación Secundaria Baja	RTT	Corresponde a una vegetación de tipo arbustivo-herbáceo de ciclo corto, con alturas que no superan los cinco metros y de cobertura densa. Por lo general, corresponde con una fase de colonización de inductores pre-climáticos, donde especies de una fase más avanzada se establecen y comienzan a emerger.
Vegetación Secundaria Alta	RTV	Son aquellas áreas cubiertas por vegetación principalmente arbórea con dosel irregular y presencia ocasional de arbustos, palmas y enredaderas, que corresponde a los estadios intermedios de la sucesión vegetal, después de presentarse un proceso de deforestación de los bosques o forestación de los pastizales.
Bosque Fragmentado	BFG	Comprende los territorios cubiertos por bosques naturales densos o abiertos cuya continuidad horizontal está afectada por la inclusión de otros tipos de coberturas como pastos, cultivos o vegetación en transición, las cuales deben representar entre 5% y 30% del área total de la unidad de bosque natural.
Caucho	CCH	Cobertura constituida por sembrado agroforestal de <i>Hevea brasiliensis</i> .
Bosque Denso	BDN	Cobertura constituida por una comunidad vegetal dominada por elementos típicamente arbóreos, los cuales forman un estrato de copas (dosel) más o menos continuo, cuya área de cobertura arbórea representa más del 70% del área total de la unidad, y con altura del dosel superior a cinco metros.

En total, el 65,4% del área de los mosaicos, corresponde a tipos de cobertura de vegetación abierta. La cobertura con la mayor área fue el potrero con árboles dispersos con el 37% del total del área de las coberturas, duplicando en superficie a los potreros limpios. Estas dos coberturas se encontraron en 33 y 35 mosaicos respectivamente. El bosque denso y la vegetación secundaria presentaron las mayores áreas en los tipos de vegetación cerradas con el 12,5% y 8,5%. respectivamente del área total de las coberturas (Tabla 1-3). Se presentaron diferencias significativas en el área promedio de las coberturas ( $F=17,28$ ;  $GI=252$ ;  $P<0,05$ ) y el promedio de índice del mayor parche (LPI) entre las coberturas en los mosaicos ( $F=18,35$ ;  $GI=252$ ;  $P<0,05$ ).

**Tabla 1-3:** Análisis de la distribución de las áreas (ha) de los tipos de cobertura de la vegetación presente en los mosaicos de paisaje en los sistemas de producción de la región de la amazonia andina.

Tipo	Número de Mosaico	Área Media (ha)	Área Max (ha)	Área Total (CA) (ha)
<b>Cobertura de Vegetación Abierta</b>				
Laguna (LAG)	17	1,24 <b>C</b>	2,76	21,1
Pasturas Limpias (PPL)	35	4,23 <b>C</b>	61,95	582,3
Pasturas Enmontadas (PEN)	13	5,74 <b>C</b>	23,23	74,64
Río (RIO)	5	8,95 <b>BC</b>	15,02	44,72
Pasturas Inundables (PHO)	24	12,64 <b>BC</b>	11,47	101,45
Pasturas con Árboles Dispersos (PAD)	33	36,32 <b>A</b>	72,77	1.178,30
<b>Cobertura de Vegetación Cerrada</b>				
Bosque Ripario (BRP)	24	4,02 <b>C</b>	13,2	96,55
Vegetación Secundaria Baja (RTT)	27	5,45 <b>C</b>	10,94	147,16
Vegetación Secundaria Alta (RTV)	29	8,77 <b>BC</b>	31,92	254,37
Bosque Fragmentado (BFG)	12	8,85 <b>BC</b>	16,85	106,15
Caucho (CCH)	4	13,81 <b>BC</b>	28,72	69,06
Bosque Denso (BDN)	17	22,69 <b>AB</b>	74,88	385,73

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $P<0,05$ ); Tukey ( $\alpha=0,05$  DMS=15,4)

### 1.5.3 Coberturas de la tierra en los mosaicos de los sistemas de producción

La cobertura de la tierra que presentó el área de mayor ocupación en los mosaicos de los sistemas de producción silvopastoril (SSP) y agroforestal (SAF) fue PAD y para el sistema de ganadería tradicional (SGT) fue PPL; estas coberturas estuvieron presentes en todos los sistemas de producción, la cobertura CCH solo estuvo presente en SAF y la cobertura RIO solo en SGT. El área promedio de los potreros con árboles dispersos (PAD) presentó diferencias significativas entre SSP y SGT ( $F=3,62$ ;  $GI=44$ ;  $P<0,05$ ). El área promedio de la cobertura de la tierra de los mosaicos dentro de los sistemas de producción presentó diferencias significativas para SSP ( $F= 26,35$ ;  $GI=50$ ;  $P<0,05$ ), SAF ( $F= 12,72$ ;  $GI 78$ ;  $P<0,05$ ) y en SGT ( $F= 4,31$ ;  $GI 93$ ;  $P<0,05$ ; Tabla 1-4).

**Tabla 1-4:** Análisis del área (ha) de los tipos de vegetación en los paisajes de los sistemas de producción silvopastoril (SSP), agroforestal (SAF) y de ganadería Tradicional (SGT) en la región de la amazonia andina del departamento de Caquetá.

Tipo de Vegetación	SSP			SAF			SGT		
	Área			Área			Área		
	Media (ha)*	Max (ha)	Total (ha)	Media (ha)*	Max (ha)	Total (ha)	Media (ha)*	Max (ha)	Total (ha)
<b>BDN</b>	5,38 <b>B</b>	26,84	43,00	9,83 <b>B</b>	21,04	78,63	<b>13,90 AB</b>	74,88	264,09
BFG	4,41 <b>B</b>	6,49	22,07	8,53 <b>B</b>	16,85	51,15	8,23 <b>ABC</b>	12,85	32,94
<b>BRP</b>	1,54 <b>B</b>	5,66	20,05	1,93 <b>B</b>	13,20	36,59	<b>1,74 BC</b>	6,71	39,91
CCH	-	-	-	5,31 <b>B</b>	28,72	69,06	-	-	-
<b>LAG</b>	0,42 <b>B</b>	2,51	13,35	0,74 <b>B</b>	2,76	4,46	<b>0,33 C</b>	1,27	3,29
<b>PAD</b>	<b>10,38 A</b>	62,04	436,11	<b>7,14 A</b>	53,07	342,87	<b>13,99 A</b>	72,77	419,73
PEN	7,04 <b>B</b>	23,23	28,15	2,72 <b>B</b>	5,94	13,61	4,11 <b>ABC</b>	9,24	32,88
PPL	1,45 <b>B</b>	10,49	37,65	4,06 <b>B</b>	20,45	109,75	7,01 <b>ABC</b>	61,95	434,90
PHO	1,03 <b>B</b>	4,15	15,42	1,64 <b>B</b>	6,54	24,53	3,24 <b>ABC</b>	11,47	61,50
RIO	-	-	-	-	-	-	6,39 <b>ABC</b>	15,02	44,72
RTV	2,65 <b>B</b>	10,58	47,77	2,71 <b>B</b>	18,49	81,32	5,01 <b>BC</b>	31,92	125,28
RTT	2,38 <b>B</b>	10,94	47,68	1,74 <b>B</b>	9,10	57,41	1,45 <b>ABC</b>	9,09	42,07

\*Los valores de las medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $P<0,05$ ).

En el análisis de componentes principales de las métricas de los mosaicos del paisaje de los sistemas de producción, los tres primeros componentes explicaron el 52,6% de la varianza dentro de los datos. El primer eje explica el 29,58% de la varianza, agrupa en el extremo positivo los mosaicos de mayor heterogeneidad y agregación, en este sentido se agrupan los mosaicos de mayor riqueza y diversidad de tipos de coberturas de vegetación. De igual forma, se agrupan los elementos de forma menos compleja y de menor tamaño, asociados a los SAF.

En el extremo negativo, se asociaron los parches grandes y de forma más irregulares asociados a SGT. En este componente se evidencia un gradiente en la complejidad de las coberturas de la vegetación en los mosaicos, que va desde las coberturas con vegetación boscosa y de regeneración temprana y heterogénea hasta extensas coberturas de pasturas limpias y homogéneas (Figura 1-2).

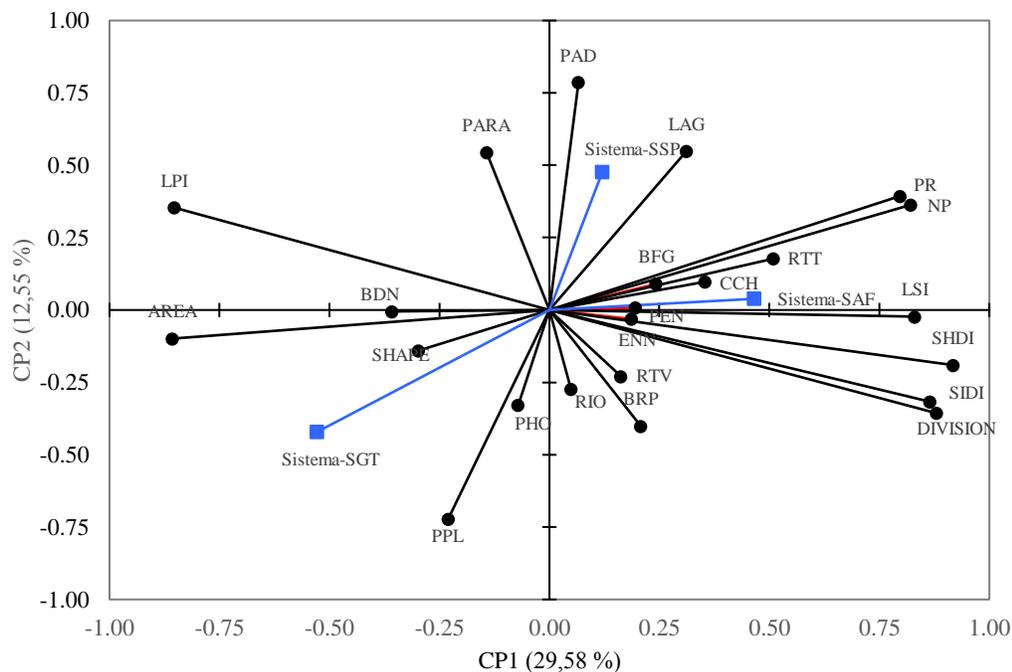
El segundo componente, separa las coberturas de vegetación abierta en el extremo positivo hacia los elementos de la vegetación cerrada en el extremo negativo. También agrupa, en el extremo positivo las métricas de la heterogeneidad del paisaje en los mosaicos asociados a los SSP, mientras que en el extremo negativo se agrupan los mosaicos asociados a las métricas de configuración, Dos pares de coberturas de la tierra presentaron correlaciones significativas en los mosaicos de los sistemas de producción, CCH y BFG ( $R^2=0,59$ ;  $P<0,05$ ), de forma positiva y PPL y PAD ( $R^2= 0,64$ ;  $P<0,05$ ) de forma negativa.

#### **1.5.4 Censo de las aves**

Las aves fueron censadas por el método de conteo por punto propuesto por Kepler y Scott (1981), en estaciones fijas dentro de cada mosaico. Los puntos se establecieron en una retícula en la superficie del mosaico, que consistió en tres transectos lineales paralelos separados como mínimo por 0,35 km entre sí, para un total de nueve puntos por mosaico. Los transectos fueron muestreados en horas de la mañana iniciando a las 06:00 horas;

cada punto fue censado en un tiempo de quince minutos, en una superficie de radio de 50 m. Todas las especies observadas fueron registradas por un solo observador. Los muestreos se llevaron a cabo en los años 2012 y 2013, con interrupciones periódicas debido a las condiciones del conflicto armado en la zona de estudio

**Figura 1-2:** Análisis de componentes principales de las métricas del paisaje de los mosaicos muestreados en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT) y silvopastoril (SSP) en la región de la Amazonia Andina del departamento del Caquetá.



En total se muestrearon 351 puntos (9 puntos x 39 mosaicos) en toda el área y se realizaron 135 minutos de observación por mosaico, para un total 5.265 minutos de observación. Se estimaron índices de diversidad para cada mosaico y se realizó la asociación a las diferentes coberturas de vegetación presentes en los mosaicos.

Se realizó una descripción general a nivel taxonómico, identificando las familias, géneros y especies más representativas durante el estudio. Seguidamente se realizó el mismo procedimiento para cada mosaico, con el fin de comparar cualitativamente los conjuntos

de especies entre los tres sistemas de producción. Se tuvo en cuenta el número de especies raras, el cual se definió como aquellas con registros <10 individuos por zona. Cada especie registrada fue asignada a una categoría de gremio de forrajeo. Dicha categoría considera el recurso alimenticio explotado, la técnica de forrajeo y el sustrato o la configuración de la vegetación, siguiendo la clasificación de (Root, 1967) y (De Graaf, Tilghman, & Anderson, 1985) y modificado por (Velasquez Valencia, 2009). Según (Soriano, 2000; Stiles & Rosseli, 1998) esta categorización permite incluir el uso de gremios compuestos que, a menudo, separan en diferentes gremios a más de una especie de ave que explota más de un recurso.

La clasificación está conformada por aves Consumidoras de Insectos Aéreos (ISA), aves Consumidoras de Insectos del Follaje (ISF), aves Consumidoras de Frutos de Árboles (FAA), aves Consumidoras de Frutos de Arbustos (FAR), aves Consumidoras de Semillas de Herbáceas (SHB), aves Consumidoras de Insectos de Interior de Troncos (IIT), aves Consumidoras de Vertebrados Terrestres (VER), aves Consumidoras de Insectos de Suelo (ISL), aves Consumidoras de Vertebrados Acuáticos (VEA), aves Consumidoras de Néctar de Flores (NEC), aves Consumidoras de Carroña (CAR), aves Consumidoras de macroinvertebrados y peces pequeños (MAC), aves Consumidoras de Follaje (FOL), así mismo se presenta la combinación en la explotación de dos o más recursos aves Consumidoras de Insectos del Follaje y Frutos de Arbustos (ISFFAR), aves Consumidoras de Insectos Aéreos y Frutos de Arbustos (ISAFAR).

### **1.5.5 Análisis de estadístico**

Para evaluar el esfuerzo y la completitud de la riqueza de especies y la riqueza de los gremios de forrajeo basados en el esfuerzo de muestreo, se graficaron curvas de acumulación utilizando los estimadores Chao 2, Chao 1, Jack 1 y Jack 2 (Chao, Chazdon, Colwell, & Shen, 2005; Colwell & Coddington, 1994; Halffter & Moreno, 2005) calculados en el programa EstimateS (Version 8.2). La curva de rarefacción se realizó para comparar el número de especies cuando las muestras diferían en tamaño (Gotelli & Colwell, 2001), que estima a la riqueza de especies en función del tamaño de muestra más pequeño en

los sistemas de producción (Gotelli & Entsminger, 2001).

Para representar geográficamente la riqueza de especies observadas en el esfuerzo del muestreo y la integridad del inventario a través de unidades territoriales (ubicación geoespacial de los mosaicos) se realizó el KnobR (Conocimiento Biogeográfica en R), que calcula la integridad y una serie de estimadores de riqueza y curvas de acumulación de especies a resolución de 15 minutos geográficos, mediante el programa R-Wizard (Guisande et al., 2017).

Se probó la incidencia del sistema de producción y el área de la cobertura vegetal de los mosaicos, en la riqueza y abundancia de especies y gremios de forrajeo mediante un análisis de kruskal-wallis para cada variable. Para analizar la relación de la abundancia de individuos de los gremios de forrajes con las categorías de vegetación en los sistemas de producción se realizó una Prueba de contingencia de chi-cuadrado.

Para calcular la similitud en la composición de especies de las comunidades de aves en los sistemas de producción y de la composición de las especies de los gremios de forrajeo entre los sistema de producción se utilizó el índice de Jaccard.

Para describir la relación de los índices de diversidad de las comunidades de aves y de los gremios de forrajeo en los mosaicos entre los sistemas de producción y las métricas del paisaje de los mosaicos, se realizó un análisis de componentes principales (PCA), donde cada valor de los índices se utilizó como un variable descriptiva. El PCA permite determinar el vector que mejor describe la matriz y la(s) variables o índice(s) que capta(n) la mayor variabilidad dentro de la matriz.

Se midió el nivel de correlación de la abundancia y riqueza de los gremios de forrajeo con respectoa las coberturas de la vegetación mediante un análisis de correlaciones canonicas, esta prueba permite un análisis directo del gradiente ambiental. Además,

estima los parámetros ecológicamente interesantes como la contribución de las coberturas en la presencia o ausencia de las especies en términos de abundancia y riqueza.

Para evaluar la relación de los índices de diversidad, la abundancia y riqueza de los gremios entre las áreas de las coberturas de la vegetación de los mosaicos en los sistemas de producción se realizaron análisis de correlaciones canónicas. Con el fin de conocer la clasificación de las coberturas del uso de la tierra con respecto a la abundancia de los gremios de forrajeo se realizó un análisis discriminante



## **2. Capítulo 2 La configuración espacial y heterogeneidad de los mosaicos de paisajes en los sistemas de producción ganadero, agroforestal y silvopastoril: implicaciones para la conservación de aves en la Amazonia Andina de Colombia**

### **2.1 Introducción**

La conversión generalizada de los usos de la tierra, ha establecido patrones de modificación de la vegetación nativa a paisajes dominados por tierras agrícolas y de producción ganadera (Foley, et al., 2005; Haslem & Bennett, 2008; R. A. Houghton, 2013). Estos cambios y en consecuencia los efectos de la fragmentación de los bosques nativos, son de interés para la conservación de la biodiversidad (Heikkinen et al., 2004; Jeliaskov et al., 2016). La intensificación del uso de la tierra, para el establecimiento de ganadería o cultivos agrícolas, define la característica de la producción a escala local y la estructura básica de las formaciones tipológicas vegetales o de paisaje (Foley, et al., 2005; Velásquez-Valencia et al., 2005) La operación de estos sistemas de producción y las influencias sociales y económicas han creado diversos paisajes, mosaicos de elementos de cubierta vegetal variada (bosques, cultivos, pastizales, terrenos baldíos) dispuestos de manera diferente en el espacio.

Esta nueva estructura del paisaje, actúa como filtro ambiental alterando los patrones de distribución de los componentes de las comunidades biológicas, y afecta de forma positiva la depredación (Roldán & Simonetti, 2001; Renjifo, 2001; Olson, Dinerstein, Powell, & Wikramanayake, 2002), el parasitismo (Laurance & Yensen, 1991; Murcia, 1995; Redford, 1992) y cambia los patrones espaciales de la cubierta vegetal en los paisajes (Lindenmayer

& Fischer, 2007). En este sentido, tanto la pérdida de hábitat como la fragmentación operan a diferentes escalas espaciales, temporales, de hábitats y niveles de organización biológica.

Algunas investigaciones se han enfocado en analizar el patrón de la configuración espacial de los hábitats remanentes y su influencia sobre la capacidad de los organismos de persistir en estos paisajes modificados (Trzcinski, Fahrig, & Merriam, 1999; McGarigal & Cushman, 2002; Bennett, Radford, & Haslem, 2006) y la relación con la riqueza de especies y su abundancia, independientemente de la sensibilidad de las especies a la perturbación antropogénica (Martensen, Pimentel, & Metzger, 2008). El tamaño, la forma, la cercanía de los parches y la capacidad de las especies de usar la matriz han sido identificados como modeladores del patrón de distribución de la diversidad de aves (Antongiovanni & Metzger, 2005; Fahrig, 2003).

La configuración y la composición del paisaje generada por la intensificación de uso de la tierra los procesos de industrialización, la agricultura y la ganadería intensiva y los fenómenos de expansión de las infraestructuras viarias, afectan a la flora y fauna, a los flujos de materia y energía y a la calidad del paisaje.

Se han descrito los efectos de la fragmentación sobre la biodiversidad (Laurance, 1994; Laurance et al., 2002; Laurance & Vasconcelos, 2009) y de la degradación física de los suelos ocasionado por la ganadería intensiva (Chauvel, Grimaldi, & Tessier, 1991). Se han planteado algunas alternativas sobre cómo manejar la deforestación (Laurance & Gascon, 1997), como por ejemplo el uso de prácticas colectivas como la agroforestería, que ocasiona menos deterioro y pérdida de la biodiversidad. y los valores de los paisajes agropecuarios para la conservación de la naturaleza (Haila, 2002b; McGarigal & Cushman, 2002) y el aumento de la permeabilidad de la matriz (Antongiovanni & Metzger, 2005).

Los efectos relativos de la composición del hábitat y la configuración de distribución de la

biodiversidad de las aves, pueden ser dependientes del contexto del paisaje estudiado (Jokimäki & Huhta, 1996; Schmiegelow, Machtans, & Hannnon, 1997). Al interior de estos sistemas, la abundancia y riqueza de este grupo decrece en gradientes de hábitat modificados de bosques secundarios a tierras de pasturas (Donald et al., 2001; Kaboli et al., 2001; Peterjohn & Sauer, 1999; Velasquez Valencia, 2009).

La Amazonia Andina en el sur oriente de Colombia constituye una de las zonas donde el frente de colonización es el más activo del país y es considerada como un punto caliente de deforestación. En los últimos 50 años, más del 40% de los bosques del territorio de la Amazonia Andina del departamento de Caquetá, han sido deforestados. Esta condición es el resultado del crecimiento urbano y la expansión de sistemas de producción no amigables con el ambiente, cultivos ilícitos, ganadería, explotación de recursos maderables y extracción de los recursos minero energéticos.

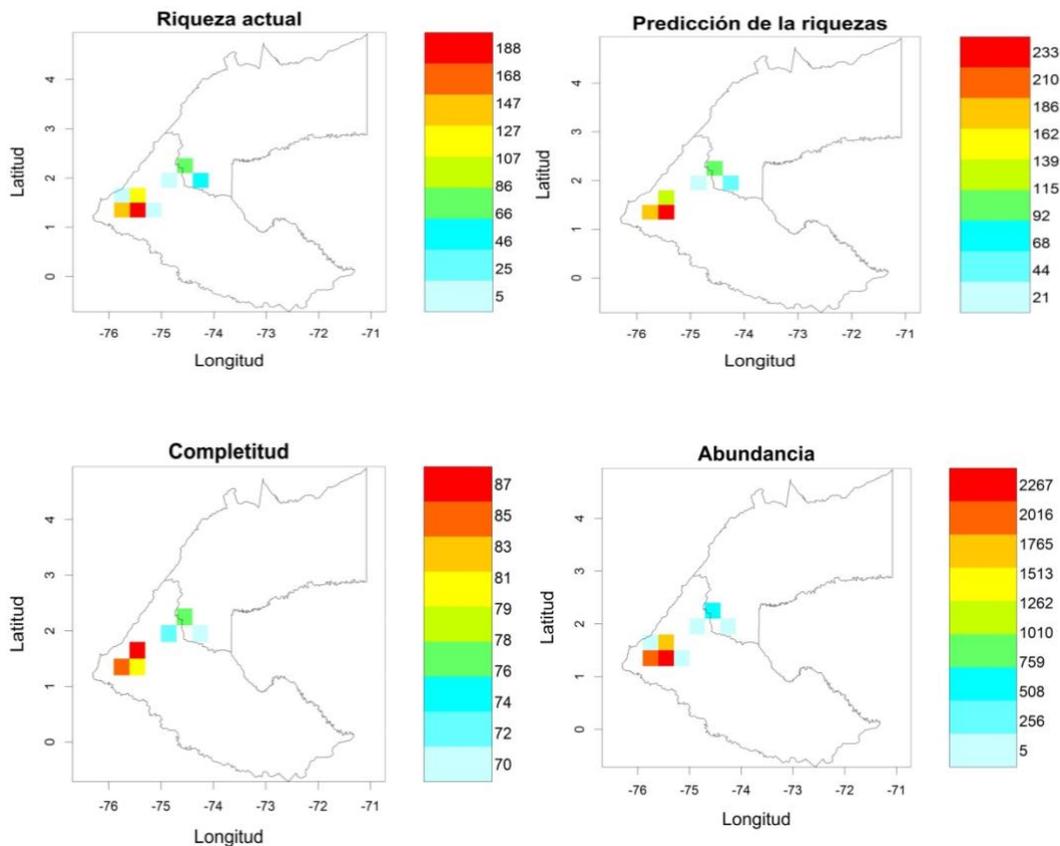
Por lo tanto, es importante determinar los patrones de distribución de las aves nativas en la región de la amazonia andina del sur oriente en Colombia, sujeta a una transformación profunda y continua del paisaje, es necesario identificar y explicar los patrones que emergen en la comunidad de aves con la transformación del paisaje en los mosaicos de parches de cobertura vegetal variada inmersos en la matriz de sistemas agroforestales y silvopastoriles y evaluar la distribución de la riqueza, la abundancia y la diversidad de la comunidad de aves en la configuración y composición de los paisajes ganadero, agroforestal y silvopastoril.

## 2.2 Resultados

Se registraron 262 especies de aves, 6720 individuos, distribuidos en 23 órdenes y 54 familias en los 39 mosaicos de los sistemas de producción. En total, 97 especies de aves se observaron sola vez durante el muestreo. La riqueza media de especies y abundancia promedio registrada por mosaico fue de  $39 \pm 19$  especies y  $172,3 \pm 101$  individuos respectivamente.

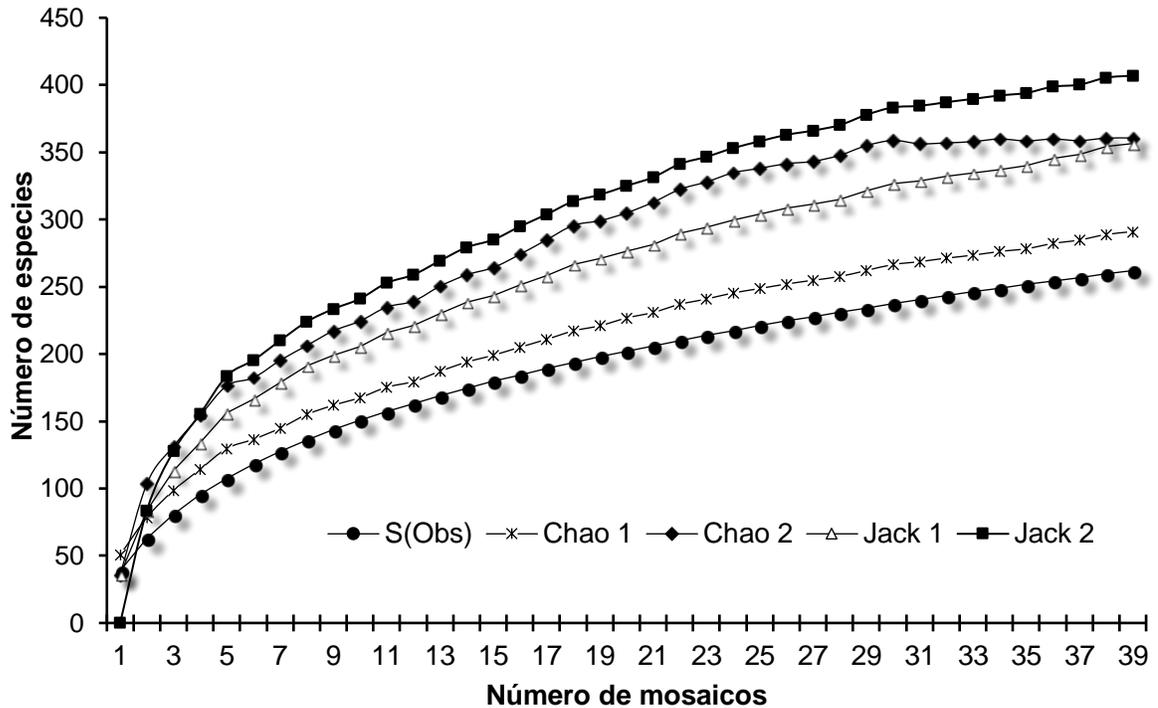
La riqueza de especies observadas a través de unidades territoriales (ubicación geoespacial de los mosaicos) en el área de estudio, se encuentra entre el 71% y el 87% de completitud, de acuerdo con los valores estimados de riqueza de Jackknife y Chao (Figura 2-1)

**Figura 2-1:** Análisis de la distribución geográfica de la riqueza de aves, (Biogeographical Knowledge), de los sistemas de producción en la región de la Amazonia andina en el departamento de Caquetá en resolución espacial de 15 minutos, correspondientes a celdas de 650 km<sup>2</sup>.



El inventario de la zona representó más del 80% de las especies en promedio potenciales de ser detectadas en el área de estudio. Por lo tanto, la integridad de los registros de especies y el esfuerzo de muestreo permite comprender los patrones y procesos en los mosaicos del paisaje de los sistemas de producción estudiados (Figura 2-2).

**Figura 2-2:** Curva de acumulación de especies de los mosaicos del área de estudio en los paisajes de los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina del departamento de Caquetá



Los estimadores de riqueza calculados para cada sistema de producción, predijeron un mayor número de especies de las observadas. El sistema de producción de ganadería tradicional (SGT) fue el sistema donde se presentó la mayor diferencia entre los valores de la riqueza observada y la esperada. En total la riqueza observada en todos los sistemas de producción representa entre el 64,3% y el 90,3% de la riqueza de los estimadores. Este sistema presentó los mayores valores de riqueza de especies (S=193) y de individuos (n=3238). Sin embargo, la riqueza y la abundancia promedio de los mosaicos entre los sistemas no presentó diferencias significativas (K-W=3,38; GI=2; P>0,05) y (K-W=2,73; GI=2; P>0,05) respectivamente (Tabla 2-1)

**Tabla 2-1:** Valores de la riqueza, abundancia y representatividad, a partir de los estimadores de riqueza, de los muestreos de aves en los mosaicos de los sistemas de producción en la región Andino Amazónica del departamento del Caquetá.

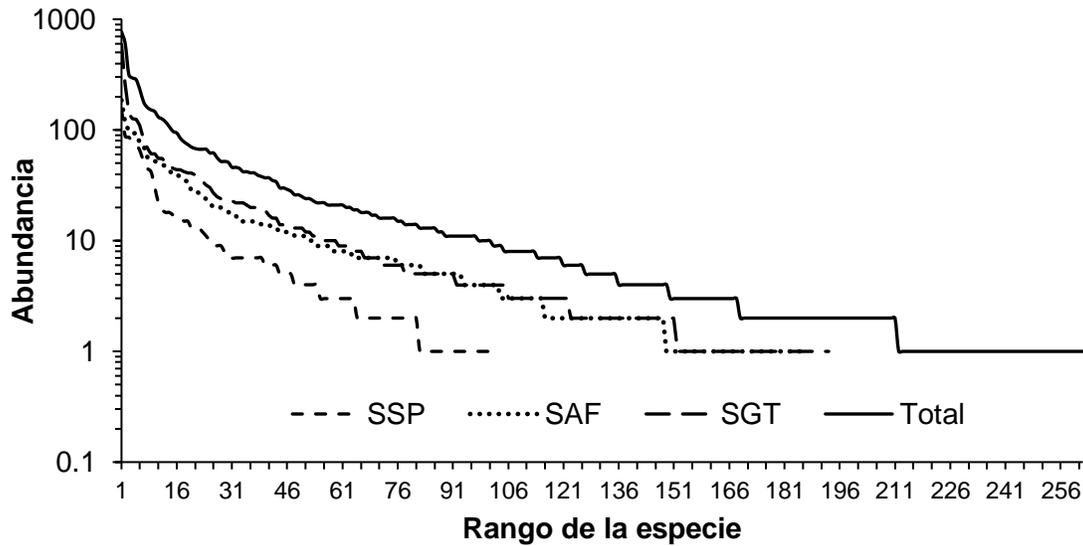
Sistema	Número de mosaicos	Especies observadas	Chao 1	Chao 2	Jack 1	Jack 2	R (%)
SGT	19	193	223	283	267	310	62-86%
SAF	11	186	207	279	259	302	62-90%
SSP	9	101	113	133	136	152	66-89%
Total	39	262	292	364	357	407	64-90%

Dos especies, *Bubulcus ibis* y *Ara severus* representan el 20% del total de los individuos registrados en los 39 mosaicos. El 62,9% de las especies registraron abundancias menores de diez individuos, de los cuales más de la mitad solo registró uno o dos individuos. A pesar de que no se presentaron diferencias significativas en la abundancia promedio de los mosaicos entre los sistemas de producción, la distribución de la abundancia de las especies entre los sistemas de producción varió de forma considerable entre el sistema SSP y los sistemas SAF y SGT.

Estos últimos, presentan una distribución más homogénea de la abundancia entre sus especies. En general, la curva de la distribución de la abundancia de los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina presenta pocas especies abundantes, algunas especies con abundancias intermedias y muchas especies raras (Figura 2-3). En este sentido estas curvas siguen el modelo de distribución geométrico ( $X^2= 5,76$ ;  $P<0,05$ ).

A pesar que la riqueza promedio de los mosaicos entre los sistemas no presento diferencias significativas, cabe destacar que el sistema SGT, representado por 19 mosaicos, arrojó los valores más altos en número de especies, géneros, familias, órdenes y especies exclusivas (ocupando el segundo lugar en especies raras); seguido de cerca por el sistema SAF, mientras que el sistema SSP presentó la menor diversidad en los diferentes Taxones evaluados, así como en especies raras y exclusivas (Tabla 2-2).

**Figura 2-3:** Curva de la distribución de la abundancia de los mosaicos muestreados en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT), silvopastoril (SSP) y todos los sistemas en la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá. Todas las curvas siguen el modelo de distribución geométrico ( $X^2= 5,76$ ;  $P<0,05$ ).



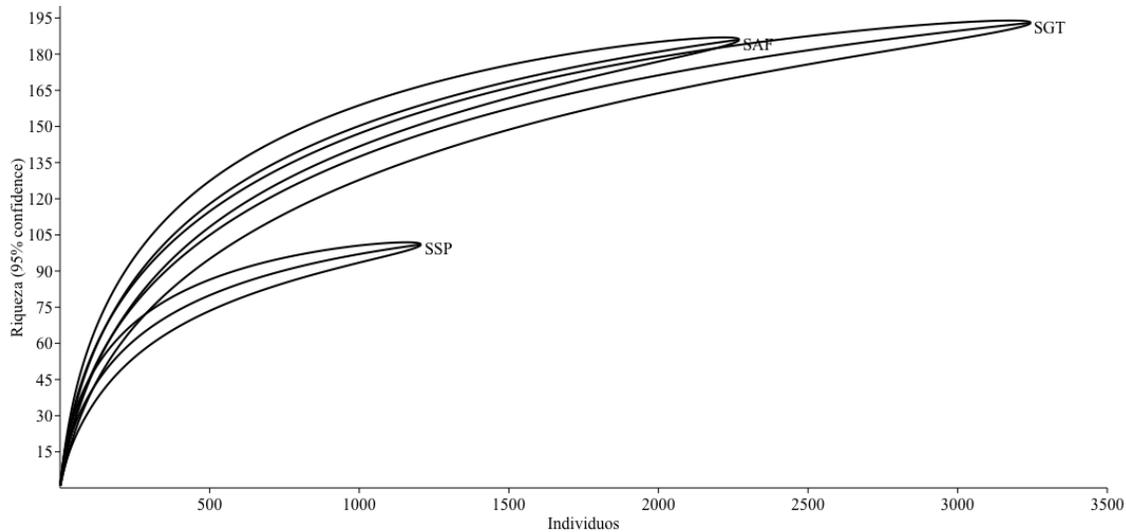
**Tabla 2-2:** Resultados generales de los muestreos de aves en los sistemas de producción Agroforestal (SAF), Ganadería Tradicional (SGT), Silvopastoril (SSP) en la región andino amazónica del departamento del Caquetá. Individuos observados (n), riqueza (S), géneros (Gn), familias (Fa), Orden (Or), especies exclusivas (Ex) y especies raras (Er).

Sistema	n	S	Gn	Fa	Or	Ex	Er
SFA	2270	186	141	46	21	52	133
SGT	3244	193	150	51	22	54	134
SSP	1206	101	80	31	16	12	72
Total	6720	262	371	54	23	120	233

Sin embargo, la mayor diversidad en la curva de rarefacción está representada por el sistema SAF, cuando se obtiene en los tres sistemas de producción el mismo tamaño de

individuos (n=1199). No obstante, la inserción de nuevas especies en las curvas de los sistemas SAF y SGT se realiza a una tasa menor una vez se supera el mismo valor de individuos para los tres sistemas (Figura 2-4).

**Figura 2-4:** Análisis de rarefacción de los sistemas de producción Agroforestal (SAF), Ganadería Tradicional (SGT) y Silvopastoril (SSP) en la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá.



El sistema de ganadería tradicional registró 3.244 individuos, distribuidos en 22 órdenes, 51 familias, 141 géneros y 193 especies; este sistema estuvo dominado por las especies *Bubulcus ibis* (n=592), *Ara severus* (n=264), *Thraupis palmarum* (n=140), *Crotophaga ani* (n=126) y *Tyrannus melancholicus* (n=124); cabe destacar que 42 especies presentaron solo un individuo. Las familias Ardeidae con n=606 (S=6), Thraupidae con n=424 (S=20) y Tyrannidae con n=287 (S=28) fueron las familias con el mayor número de individuos, mientras que familias como Anatidae, Caprimulgidae, Podicipedidae y Tytonidae solo registran una especie con un individuo.

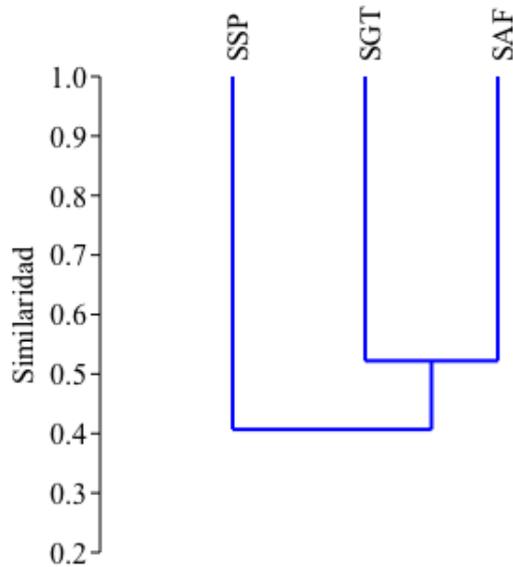
En el sistema agroforestal se observaron 2.270 individuos correspondientes a 21 ordenes, 45 familias, 122 géneros y 186 especies; tan solo cuatro especies presentaron abundancias superiores a los 90 individuos, *A. severus* (n=186), *T. melancholicus* (n=117), *Thraupis episcopus* (n=97), y *C. ani* (n=93). Las Familias Psitacidae (n=365; S=10), Tyrannidae (n=326; S=31) y Thraupidae (n=308; S=18), presentaron la mayor riqueza y abundancia; mientras que el resto de las familias obtuvieron abundancias entre uno y 15 individuos.

Finalmente, para el sistema silvopastoril, se encontraron 1.206 individuos correspondientes a 16 ordenes, 31 familias, 80 géneros y 101 especies; tan solo cuatro especies presentaron las mayores abundancias, *A. severus* (n=155), *T. episcopus* (n=88), *B. ibis* (n=86) y *Amazona amazonica* (n=78); las especies restantes presentaron abundancias muy bajas, entre las cuales 37 estuvieron representadas por menos de dos individuos. El mayor número de individuos se presentaron en las familias Psitacidae (n=340; S=10), Thraupidae (n=199; S=13) y Tyrannidae (n=164; S=18), a diferencia de las familias Turdidae, Anatidae, Anhimidae, Alcedinidae y Therskiornithiadae, con tres o menos individuos.

Se evidencia la exclusividad y rareza de especies entre los sistemas, 54 especies (n=150) presentan registros exclusivos para SGT y 134 fueron consideradas raras por presentar abundancias por debajo de diez individuos. Para el sistema SAF 52 especies fueron exclusivas y 133 especies raras, mientras que, trece especies fueron exclusivas para SSP. Los sistemas SGT y SAF presentan el 54% de similitud en cuanto a la composición de sus especies, y estos dos con SSP solo el 42% (Figura 2-5).

En términos generales, los índices de riqueza, diversidad y equidad presentaron los mayores valores en los mosaicos pertenecientes al sistema SAF, mientras que los índices de abundancia y dominancia lo hicieron para los mosaicos asociados a los SSP y SGT.

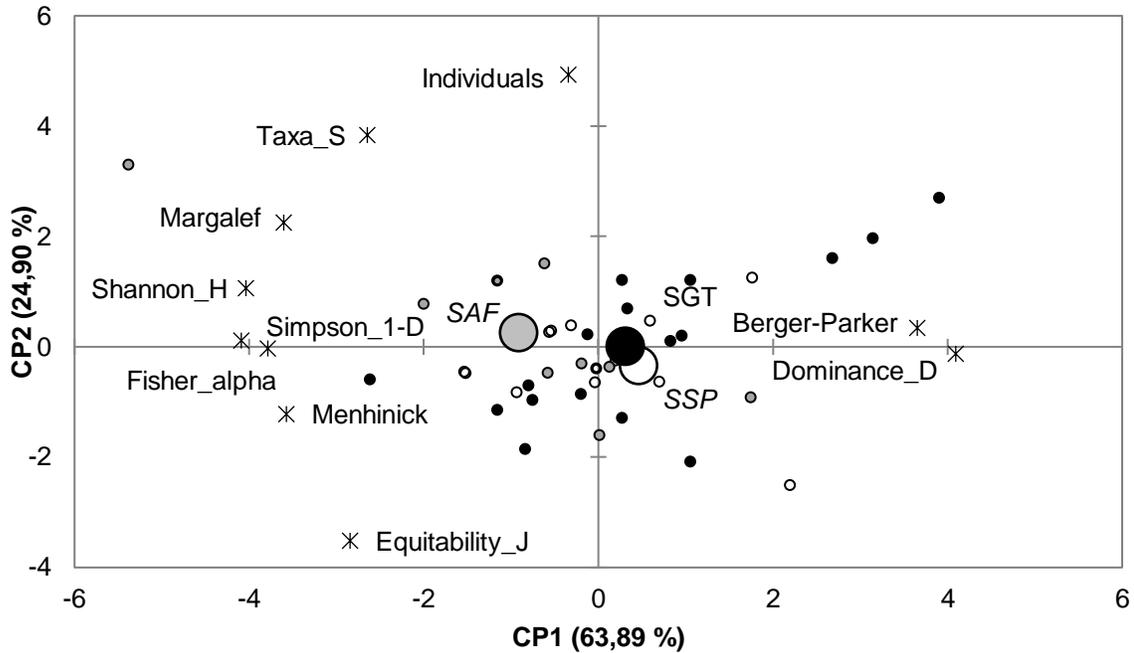
**Figura 2-5:** Índice de Similitud de Jaccard de la composición de especies en los tres sistemas de producción en el departamento del Caquetá.



El análisis de componentes principales (ACP) a partir de los índices de diversidad, explica en su primer componente (CP1) el 63,8% de la varianza, y el segundo (CP2) el 29,9%. El primer eje, agrupa en el extremo positivo los mosaicos que presentaron los mayores valores de los índices de dominancia de especies representados por Simpson y Berger-Parker, asociados a SSP y SGT. En el extremo negativo se ubican los mosaicos con la mayor diversidad de Shannon, equitatividad (1-D) y riqueza (Margalef) asociados a SAF.

De igual manera, el segundo componente estuvo asociado en el extremo positivo con los mosaicos que presentaron los mayores valores en su número de individuos y especies, estos mosaicos pertenecen a SGT y SAF; y de forma negativa con los de mayores valores de la equidad (Equitability-J), que pertenecen a SSP. En general, los dos componentes están relacionados con índices tanto de riqueza, diversidad como de dominancia y equidad (Figura 2-6).

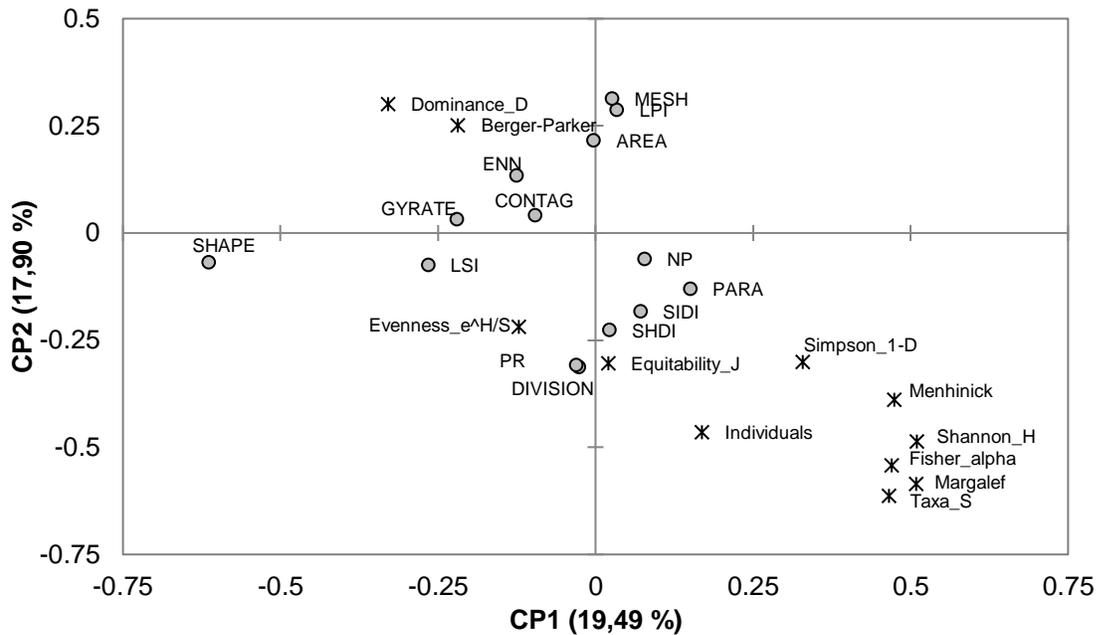
**Figura 2-6:** Análisis de componentes principales de los índices de diversidad en los sistemas de producción agroforestal (SAF), ganadería tradicional (SGT) y silvopastoril (SSP) en la región de la amazonia andina del departamento de Caquetá



En el análisis de componentes principales de los índices de diversidad y las métricas del paisaje de los mosaicos en los sistemas de producción, el primer componente contribuye a la varianza del 19,49%. En su extremo positivo, este componente asocia los índices de riqueza y diversidad, tanto del paisaje como de la comunidad de aves. En este extremo, la diversidad biológica y la diversidad del paisaje presentan una asociación positiva.

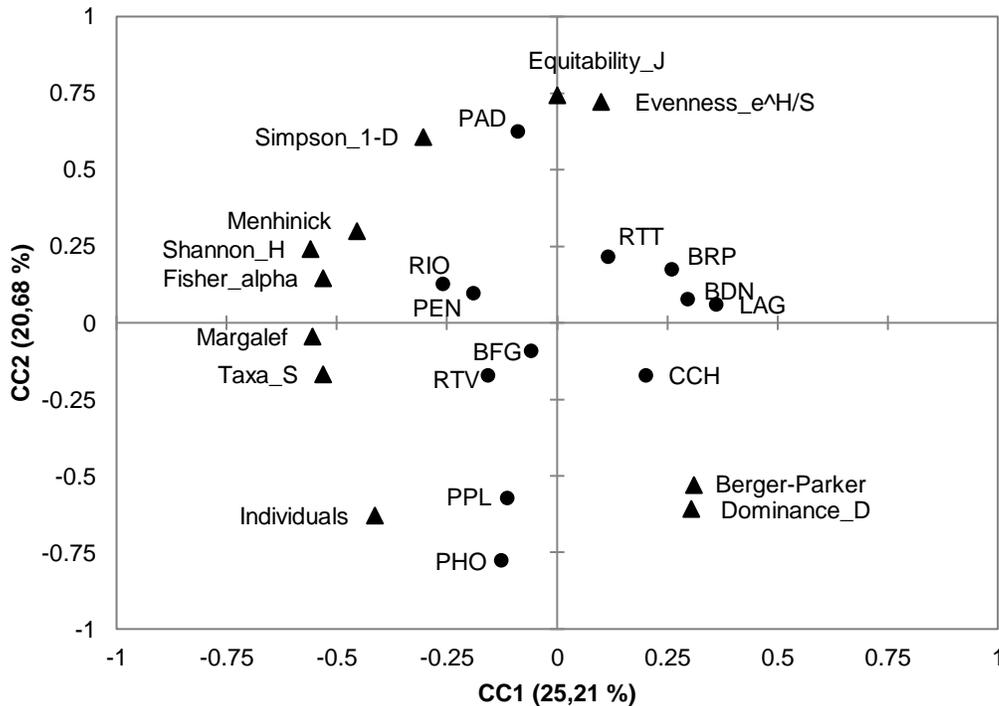
El segundo componente explica el 17,90% de la varianza y en su extremo positivo asocia las variables de las métricas del paisaje relacionadas con la forma y el tamaño de los parches de mayor área, con los mosaicos de mayor valor de dominancia de especies en los paisajes de los sistemas de producción. En el extremo negativo de este componente se asocia los mosaicos de mayor riqueza y diversidad de parches con los índices de riqueza y diversidad del ensamble de aves (Figura 2-7).

**Figura 2-7:** Análisis de componentes principales de los índices de diversidad y las métricas del paisaje de los mosaicos en los sistemas de producción Agroforestal, Ganadería Tradicional y Silvopastoril en la región de la Amazonia Andina en el departamento de Caquetá.



En el análisis de correlaciones canónicas los dos primeros componentes explican el 45,98% de la variabilidad del modelo. El primer eje presenta una correlación positiva entre los usos del suelo de vegetación cerrada y los índices de dominancia, en el extremo negativo se presenta una correlación de los usos de suelo de vegetación abierta con los índices de riqueza y diversidad presente en los mosaicos. El segundo eje correlaciona los índices de equidad y riqueza con los usos de suelo de cobertura heterogénea en el extremo positivo, mostrando un gradiente de disminución de la complejidad en el extremo negativo en usos de suelo con cobertura homogénea asociada con los índices de dominancia y abundancia presentes en los mosaicos (Figura 2-8).

**Figura 2-8:** Análisis de correlaciones canónicas de los índices de diversidad y las áreas (ha) de los usos del suelo en el paisaje de los mosaicos en los sistemas de producción agroforestal, ganadería tradicional y silvopastoril en la región de la amazonia andina del departamento de Caquetá.



## 2.3 Discusión

En esta investigación, se registraron 262 especies de aves en todos los elementos del paisaje de los 39 mosaicos de los sistemas de producción agroforestal, silvopastoril y ganadería tradicional presentes en la región de la Amazonia Andina al sur oriente del departamento de Caquetá en Colombia. La distribución espacial de la riqueza y la composición de las especies en los mosaicos muestreados, permite un acercamiento al conocimiento de las especies presentes en esta región del país. Las curvas de acumulación de especies (esfuerzo del colector), presentaron valores cercanos a los estimadores calculados, en este sentido, el método utilizado y el esfuerzo puntual ha sido eficiente y efectivo para documentar los registros de especies de aves (Rosenstock & Van Riper III, 2001; Stiles & Rosseli, 1998; Velasquez Valencia, 2009).

A pesar de que los estimadores de riqueza, evidenciaron la necesidad de sumar unidades muestrales para incrementar el número de especies; el patrón de composición reportado en este estudio coincidió con reportes anteriores en los sistemas aledaños de los bosques tropicales, con predominio de *Bubulcus ibis*, *Ara severus*, *Tyrannus melancholicus*, *Thraupis episcopus*, *Crotophaga ani*, *Thraupis palmarum* y *Amazona amazonica* en los mosaicos; estas especies son de hábitats intervenidos y algunas están muy asociadas al ganado, potreros con árboles y pastizales, dominando sobre otras especies menos adaptadas a hábitats con ausencia de árboles, coincidiendo con el registro anterior del piedemonte amazónico caqueteño, realizado por (Velasquez Valencia, 2009).

La estructura fundamental de la abundancia de las comunidades de aves presentes en los sistemas de producción estudiados, obedecen a ambientes perturbados (May, 1981). Las curvas de distribución de la abundancia de estos sistemas, se ajustan a comunidades que han sido sometidas a fuerzas que modifican su homeostasis, o a estadios de sucesión temprana. La dominancia de algunas especies es la respuesta a la perturbación de los hábitats (Cháux & Velásquez, 2009b; Pearson, Gray, & Johannessen, 1983), que modifican los tipos de coberturas en los elementos del paisaje (Velasquez Valencia, 2009). En este sentido, la distribución de la abundancia de las comunidades presentes en los sistemas de producción SAF, SSP y SGT, indican un detrimento en la complejidad del hábitat.

En el área estudiada de la amazonia andina al sur oriente de Colombia, se presenta una considerable heterogeneidad ambiental, mosaicos de condiciones fisiográficas, fragmentos, parches de bosques y rastrojos. Al interior de estos mosaicos las aves varían en función de variables que definen la característica de la producción, composición y configuración básica de las formaciones tipológicas vegetales o de paisaje ( Velásquez-Valencia et al., 2005).

Esta condición se evidencia en las diferencias encontradas en la diversidad y la composición de las especies de aves registradas en los mosaicos. Donde se nota una disminución de los valores de la diversidad de los usos de suelo pertenecientes a la

vegetación cerrada, compleja y heterogénea, asociada a los sistemas de producción agroforestal hacia los elementos de la vegetación abierta y homogénea asociados a la ganadería tradicional. Un estudio realizado en una región boscosa del sudeste de Australia encontró este enfoque para grandes conjuntos de especies (Lindenmayer et al., 2002).

A pesar que no se encontraron diferencias en la distribución media la riqueza y abundancia en los sistemas de producción, probablemente a la falta de una mayor intensidad de muestreos, la composición de las especies en los sistemas es muy disímil entre ellos. De igual forma, Cruz Trujillo, (2014) no encontró diferencias en la riqueza de aves capturadas entre los parches de los sistemas ganaderos y agroforestales del piedemonte amazónico, ni en las coberturas vegetales dentro de los sistemas.

Por lo tanto, la presencia de pequeños remanentes de hábitats (Bosques riparios, bosques densos, potreros con árboles), supone una complementariedad o suplementaridad en el paisaje. En este sentido, las aves acceden a los recursos disponibles en los parches adyacentes a fin de suplir sus requerimientos (Renjifo, 2001). A pesar que, en esta investigación se encontró una tendencia marcada y constante en la homogenización del paisaje hacia una matriz de pasturas, es posible mantener una alta diversidad en sistemas transformados con algún grado de heterogeneidad (Velasquez Valencia, 2009). En este sentido, la diversidad del ensamble de aves de los sistemas de producción mostro una fuerte relación por las condiciones de heterogeneidad del mosaico en el contexto del paisaje.

Para las aves asociadas a la vegetación abierta, los pequeños parches de hábitat pueden ser inadecuados (Sampson, 1980; Herkert, 1994). Por lo tanto, mosaicos con menos contraste, condicionan la homogeneidad del mosaico y favorecen la dominancia, la abundancia y la distribución de algunas especies (Guadagnin & Maltchik, 2007; Herkert, 1994; Robbins, Dawson, & Dowell, 1989) .

Por otro lado, la riqueza de especies parece ser un indicador más sensible a los efectos

en el cambio de la composición y la heterogeneidad del paisaje (Cerezo, Conde, & Poggio, 2011; Saab, 1999; Sisk, Haddad, & Ehrlich, 1997; Trzcinski, Fahrig, & Merriam, 1999a). La variabilidad y la distancia entre los tipos de parche de hábitat, pueden afectar la permeabilidad del paisaje, lo que influye en la dispersión y presencia de especies de aves (Guadagnin & Maltchik, 2007; Wiens, Stenseth, Horne, & Ims, 1993)

Las áreas y la disposición de los diferentes tipos de elementos en el mosaico de los paisajes de los sistemas de producción, reflejan el manejo sistemático de las coberturas y esto repercute en las implicaciones para la práctica de conservación y restauración del paisaje. Los diferentes elementos del paisaje, sirven como puntos de contacto en la dispersión y distribución de las especies en estas áreas.

A pesar que el mayor valor de riqueza en cuanto al número de especies se encontró en el sistema de ganadería tradicional, hay que considerar las características ecológicas de las especies que aquí se concentran. Dado que los usos del suelo asociados a este sistema están conformados por vegetación abierta en estadios de sucesión temprana como rastrojos tempranos, potreros limpios y potreros con árboles abundantes. Generando una alta gama de recursos alimenticios, que es aprovechada por especies oportunista de aves que explotan más de un recurso o por especialistas de zonas de pastizales (Herkert, 1994; Johnson & Igl, 2001).

No obstante, la diversidad (H) presentó su valor máximo en los sistemas agroforestales. La diversificación de estos resultados sugiere que es posible generalizar el efecto del mejoramiento en la complejidad de los hábitats en las comunidades de aves. Probablemente la respuesta de las comunidades dependa de características propias de cada sistema como las prácticas de manejo y el uso del suelo y de factores que se relacionan como el tamaño de los parches remanentes de vegetación nativa y corredores de vegetación riparia (Velasquez Valencia, 2009). Por lo tanto y considerando que los mosaicos de paisajes en los sistemas de producción agroforestal están asociados en su mayoría con vegetación cerrada (e.g, RTV, BFG) se favorece la presencia y movilidad de las aves que frecuentan las áreas colindantes, como *Dendrocolaptidos* y *Picidos*.

El manejo y protección que se le dé a las coberturas como los rastrojos viejos o BFG, BRP debe ser la prioridad de conservación y el primer punto de partida para la restauración y conectividad de los paisajes en la región de la amazonia andina en Colombia. Otro enfoque es el diseño de un paisaje para toda una comunidad de especies con respecto a cierta cantidad de hábitat en el paisaje, el aislamiento de parches, la densidad de carreteras (Westphal, Field, & Possingham, 2007).

Sin embargo, las condiciones económicas, ambientales y sociales menoscaban estas posibilidades de la perpetuidad de estos parches que le permiten la heterogeneidad a los mosaicos de estos paisajes de producción. La presencia de potreros con árboles dispersos, es claramente una alternativa de manejo de los potreros que garantiza en buena medida la diversidad y riqueza de especies de aves en estos sistemas. Sin embargo, los beneficios serán mayores cuando se entienda totalmente la función que cumplen los elementos del paisaje en la conservación de la diversidad de aves y en los servicios ecosistémicos para el productor.

Mosaicos con mayor número y diversidad de parches tipo de cobertura de vegetación cerrada y de forma simétrica presentaron mayor diversidad y riqueza. Por lo tanto, se comprueba la hipótesis de la dependencia de la riqueza y abundancia de especies de aves a la heterogeneidad del mosaico. Estas coberturas de vegetación cerrada estuvieron asociadas a los mosaicos de los sistemas agroforestales. La dominancia de especies en los mosaicos de los sistemas de producción presento una relación positiva con el tamaño de los parches. Mosaicos con parches de tipos de coberturas de vegetación abierta de mayor tamaño presentaron una mayor dominancia de especies. Estos tipos de coberturas estuvieron asociados al sistema de ganadería tradicional.

Las riqueza y diversidad estuvo explicada en buena medida por las variables que fueron seleccionadas para medir las propiedades de los mosaicos estudiados en los sistemas de producción. Sin embargo, existen algunas condiciones que no son consideradas en esta investigación, pero que pueden terminar de explicar la distribución y la ocurrencia de muchas especies en estos mosaicos. Por ejemplo, la clasificación de las coberturas

vegetales de la tierra no refleja con precisión la forma en la que los individuos de aves perciben el ambiente y los hábitats que lo componen. Las coberturas vegetales no fueron consideradas en profundidad, y no se detalla de manera fina la estructura de la vegetación que compone las coberturas en los diferentes mosaicos. En este, sentido no se puede referir a una relación de estructura vegetal vs estructura de la comunidad de aves.

La escala del mosaico estudiado, permite estimar la respuesta de riqueza, la diversidad, y composición de comunidad de aves a las condiciones del paisaje a esta escala. Las aves responden a la variación de las coberturas de los elementos de los mosaicos en los sistemas de producción en esta extensión. Sin embargo, es probable que a escalas más grandes se puedan estimar algunos otros patrones con relación a las variables de clase y paisaje seleccionados en esta investigación. Esto es concordante con lo planteado por (Smith et al., 2011), donde establece, que se pueden predecir cuales son las variables del paisaje más importantes para todas las variables de respuesta en los paisajes de 500 m de radio.

# **3. Capítulo 3: Incidencia de la composición del paisaje sobre la diversidad de gremios de forrajeo de aves en los sistemas de producción de la región Andino amazónica en Colombia**

## **3.1 Introducción**

La transformación generalizada de los usos de la tierra es el resultado de la conversión de los paisajes naturales a entornos agrícolas y ganaderos (Foley, et al., 2005; Houghton, 1994; 2013). A pesar de que estos patrones de modificación del paisaje han ocurrido a largo de miles de años, en las últimas décadas se ha visto incrementado a una tasa sin precedentes (Billeter et al., 2008; Hendrickx et al., 2007; Schweiger et al., 2005).

El efecto de este cambio es la pérdida y la fragmentación de la vegetación nativa, lo que ocasiona la disminución significativa de la biodiversidad (Devictor & Jiguet, 2007; Jeliaskov et al., 2016; Piqueray et al., 2011; Radford & Bennett, 2007). Por lo tanto, comprender sus consecuencias (Lindenmayer & Fischer, 2007; McGarigal & Cushman, 2002) y la contribución que los paisajes modificados pueden hacer a la conservación de la naturaleza se ha convertido en tema clave en la biología de la conservación (Fahrig et al., 2011; Fischer, Lindenmayer, & Manning, 2006; Foley et al., 2005; Haslem & Bennett, 2011; Herzon et al., 2014; Lindenmayer & Fischer, 2007; Petit, Petit, Christian, & Powell, 1999)

La diversidad de usos y recursos de la tierra en ambientes agropecuarios (Daily et al., 2003; Donald et al., 2001; Fischer et al., 2006), tienen un papel importante en el

mantenimiento de la biodiversidad; por ejemplo, plantaciones agroforestales, cultivos, pastizales y jardines contribuyen a la conservación de los diferentes componentes de la biota (Daily et al., 2003; Farina, 1997; Pino, Rodà, Ribas, & Pons, 2000). El paradigma de la fragmentación del hábitat (Fahrig, 2003; Haila, 2002; McGarigal, Cushman, Neel, & Ene, 2002) ha puesto énfasis en el patrón espacial de la vegetación remanente y en la capacidad de los organismos para persistir en paisajes modificados (McGarigal & Cushman, 2002; Öckinger & Smith, 2006).

Los entornos agrícolas y ganaderos son mosaicos compuestos por distintos usos de la tierra o tipos de vegetación. Estos elementos van desde parches de vegetación natural o seminatural hasta áreas perturbadas (Berg, Wretenberg, Zmihorski, Hiron, & Pärt, 2015; Ekroos et al., 2013; Marzluff & Ewing, 2008), inmersos en componentes modificados del paisaje, que a menudo son llamados colectivamente la "matriz" (Bennett & Saunders, 2011; Saunders et al., 1991).

Fahrig et al., (2011) reconoce que la matriz juega un papel importante en la conformación de comunidades mediante la influencia de respuestas de especies tales como dispersión, movimiento, comportamiento de forrajeo y riesgos de depredación (Haslem & Bennett, 2011; Opdam, 1991; Ricketts, 2001; Schweiger et al., 2005). El tamaño, la forma y la proximidad de los parches a otras áreas de hábitat adecuado, tienen una fuerte influencia sobre los patrones de distribución de la estructura y composición de las comunidades (Haslem & Bennett, 2011; Pickett & Cadenasso, 1995; Pino et al., 2000; Weibull, Bengtsson, & Nohlgren, 2000).

La comprensión de los procesos que influyen en la fauna nativa en los mosaicos de tierras agropecuarias debe considerarse desde los patrones espaciales de los elementos (la disposición espacial de los diferentes tipos de cobertura) y el papel de la heterogeneidad (el número y las proporciones de los diferentes tipos de cobertura). De igual forma, desde un enfoque de paisaje en el que los mosaicos sean la unidad de investigación (Bennett et al., 2006; Fahrig, 2003; Haslem & Bennett, 2011; McGarigal & McComb, 1995).

Además, de estas consideraciones a escala espacial, hay diversas formas de categorizar y medir la diversidad biológica. Los estudios sobre los efectos de la heterogeneidad ambiental en los ensamblajes a menudo se centran en la riqueza de especies o los índices de diversidad (Pedersen & Krøgli, 2017). Sin embargo, no se examinan las respuestas de las diferentes especies y sus rasgos biológicos, ocultando patrones que pueden ser importantes en esta comprensión. Determinar la influencia de la composición del paisaje sobre los diferentes componentes de la biodiversidad, permite identificar las respuestas particulares de los rasgos de las especies al cambio del paisaje (De Graaf et al., 1985; Maas et al., 2016).

Existe una preocupación generalizada acerca de los efectos de los cambios en el uso agrícola de la tierra en las comunidades de aves y la importancia de las relaciones entre el uso de la tierra y la diversidad de aves y los factores de escala del paisaje que afectan a ambos (Dauber et al., 2005; Ekroos et al., 2013). La composición de la comunidad de aves y la riqueza de especies en los bosques tropicales varía entre los parches (Schemske & Brokaw, 1981), en lo local (Terborgh, 1985; Terborgh, Robinson, Parker, Munn, & Pierpont, 1990), regional (Orians, 1969; Pearson et al., 1996) y a escala continental (Alexandrino et al., 2017; Thiollay, 1990). Las aves seleccionan el hábitat basándose en la estructura del bosque (Stratford & Stouffer, 2013) y la sutil variación ambiental. Las especies en algunos gremios, especialmente las que forrajean en el follaje y las que siguen hormigas, son sensibles al aislamiento de los fragmentos de los bosques (Newmark, 1991; Stouffer & Bierregaard, 1995) y a los gradientes de impacto humano.

La pérdida del bosque amazónico para la colonización, la agricultura y la ganadería (Fahrig et al., 2011; Milder et al., 2010) y el efecto que la deforestación tropical tiene sobre la diversidad de aves en comunidades tropicales y templadas (Jenkins, Alves, & Pimm, 2010; Robbins et al., 1989), sugieren la importancia de considerar la escala espacial cuando se debe monitorear la diversidad de aves para la planificación de la conservación y el manejo adaptativo.

Esta investigación, aborda la ausencia de conocimiento en el tema y explora cómo la composición del paisaje en los entornos de producción agroforestal, ganadero y silvopastoril influyen en los gremios de forrajeo en 39 mosaicos de estudio 0,5 km de radio en la región de la Amazonia Andina en Colombia. Las comunidades de aves tropicales son propicias para investigar la sensibilidad diferencial de las especies a la variación del hábitat, lo que las convierte en bioindicadoras del cambio del paisaje.

Para dirigir el análisis de los datos, se formuló la siguiente hipótesis sobre la relación del ensamblaje de aves a partir de los conocimientos previos sobre el impacto de la heterogeneidad del hábitat (Forman, 2014; Fahrig, Feemark, & Currie, 2002; Ricketts, 2001; Saab, 1999; Wiens & Milne, 1989). Se plantea la hipótesis que los gremios de forrajeo de las especies de aves consumidoras de insectos de suelo y aéreos, consumidoras de semillas de herbáceas y consumidoras de vertebrados, presentan su pico de riqueza y abundancia en mosaicos dominados por parches de tipos de vegetación abierta, mientras que los demás gremios presentan una relación positiva con mosaicos dominados por parches grandes tipos de vegetación cerrada.

En este sentido, se puede predecir que la riqueza y la abundancia de los gremios de forrajeo de aves está significativamente influenciada por el tamaño de los parches. Segundo, la abundancia y la riqueza de especies de gremios, por ejemplo, insectívoros de interior de la corteza de árboles, consumidores de frutas de árboles y consumidores de néctar aumentarían con el aumento de la cobertura de vegetación cerrada (Billeter et al., 2008) y en sistemas agroforestales (Siriwardena, Cooke, & Sutherland, 2012). Tercero, que los gremios consumidores de insectos se correlacionarán negativamente con el aumento de la cobertura del dosel arbóreo y, por lo tanto, se encontrarán en mayor abundancia en áreas con vegetación secundaria y pasturas (Siriwardena et al., 2012) asociados a sistemas de producción ganadera. También se espera que la abundancia de aves en todos los gremios de forrajeo sea mayor en los usos de suelo de los sistemas agroforestales (Tschardt et al., 2008) y que la abundancia de insectívoros de follaje, consumidores de frutas y néctar (Hawes, Barlow, Gardner, & Peres, 2008) serán más altos en los bosques.

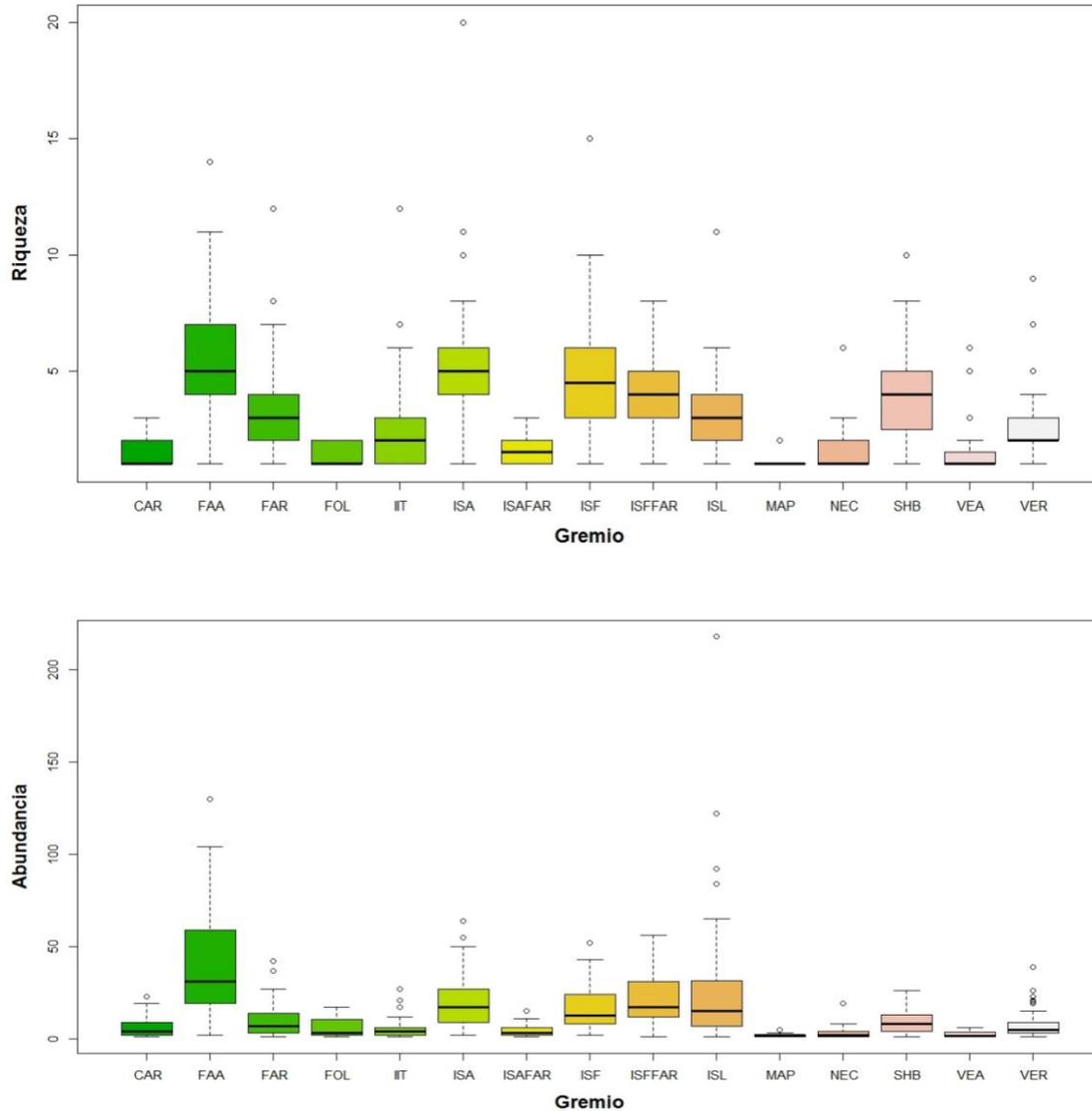
## 3.2 Resultados

Se registraron 6720 individuos de aves, distribuidos en 262 especies, pertenecientes a 23 órdenes y 54 familias clasificados en 15 gremios de forrajeo. En el sistema de ganadería tradicional (SGT) se registraron 193 especies en 3244 individuos; en el agroforestal (SAF) 186 especies en 2270 individuos y para el silvopastoril (SSP) 101 especies de aves en 1206 individuos.

La riqueza media de los gremios de forrajeo en los mosaicos de los paisajes de los sistemas de producción presento diferencias significativas ( $K-W=204,5$ ,  $GI=14$ ,  $P<0,05$ ), dos gremios presentaron más de 40 ssp, cuatro menos de 28 ssp y nueve gremios menos de 15 ssp (Figura 3-1). El gremio de mayor riqueza fue consumidores de insectos aéreos (ISA) y el de menor los folívoros (FOL). La presencia de los gremios estuvo influenciada por la condiciones de uso de la tierra presente en cada mosaicos.

La abundancia media de los gremios de forrajeo en los mosaicos de los paisajes de los sistemas de producción presento diferencias significativas ( $K-W=214,48$ ,  $GI=14$ ;  $P<0,05$ ). Las mayores abundancias están representada en dos gremios de forrajeo consumidores de frutas de arboles (FAA) y los consumidores de insectos del suelo (ISL), con más de 1000 individuos lo que representa el 40% del total de la abundancia de las especies. Tres gremios presentan entre 600 y 900 individuos, siete gremios más de cien individuos, y tres menos de cien individuos.

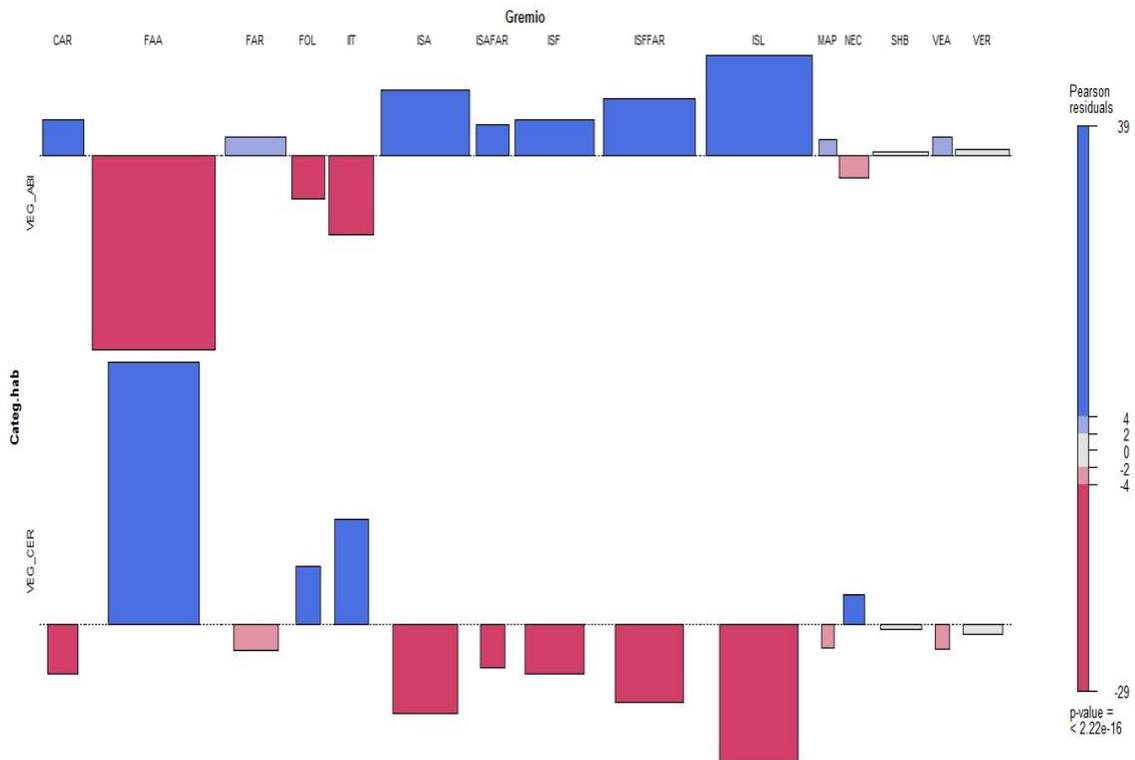
**Figura 3-1:** Boxplot de la distribución de la (a) riqueza y (b) abundancia promedio de los gremios de forrajeo en los mosaicos de los paisajes de los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina;



(CAR) aves consumidoras de carroña; (FAA) aves consumidoras de frutos de árboles; (FAR) aves consumidoras de frutos de arbustos; (FOL) aves consumidoras de follaje; (IIT) aves consumidoras de insectos de interior de troncos; (ISA) aves consumidoras de insectos aéreos; (ISAFAR) aves consumidoras de insectos aéreos y frutos de arbustos; (ISF) aves consumidoras de insectos del follaje; (ISFFAR) aves consumidoras de insectos del follaje y frutos de arbustos; (ISL) aves consumidoras de insectos de suelo; (MAP) aves consumidoras de macro invertebrados y peces pequeños; (NEC) aves consumidoras de néctar; (SHB) aves consumidoras de semillas/frutos de herbáceas; (VEA) aves consumidoras de vertebrados acuáticos y (VER) aves consumidoras de vertebrados.

La distribución de la abundancia de individuos de los gremio de forrajeo presenta diferencia significativa entre las coberturas vegetales abierta y cerrada presente en los mosaicos de los paisajes de los sistemas de producción ( $X^2 = 16341$ ;  $Gf = 32$ ;  $P < 0,05$ ). Estas diferencias estan representadas en la asociacion de las abundancias de los gremios FAA, FOL, IIT, y NEC, con la vegetación cerrada. Mientras que la mayoría gremios consumidores de insectos su abundancia se vio favorecida en las coberturas de vegetación abierta, principalmente ISL, ISA e ISF (Figura 3-2).

**Figura 3-2:** Prueba de contingencia de las variables de abundancia de individuos por gremio y categoría de vegetación en los sistemas de producción de la región Andino Amazónica en el departamento del Caquetá



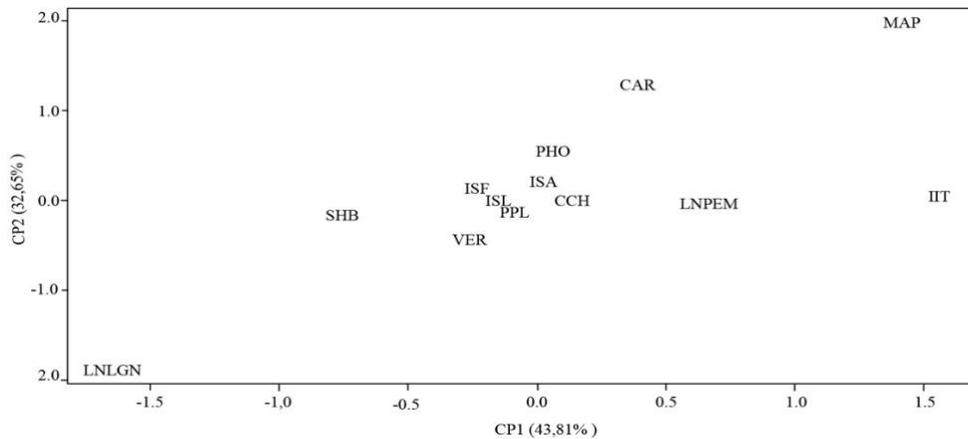
En el análisis de correlaciones canónicas de la distribución de la riqueza de los gremios de forrajeo y las áreas las coberturas de vegetacion de los mosaicos, los dos primeros componentes explican 76,47% de la varianza de los datos. En el primer componente que explica el 43,81% de la varianza, se presenta una correlación positiva del gremio de forrajeo de ISA, ISL e ISF con los tipos de cobertura vegetacion abierta PPL y LGN en el extremo negativo.

En el extremo positivo, la abundancia de los IIT, CAR presentaron una correlación positiva en las coberturas de vegetacion cerrada CCH. En este sentido la riqueza de IIT presentan una correlación negativa con los tipo de vegetació abierta. El segundo componente explica el 32,65% de la varianza, en este componente la riqueza de CAR presenta una correlación positiva con los PHO y MAP y negativa con la cobertura LGN. Mientras que los VER presentan una correlación positva con los PPL y LGN (Figura 3-3).

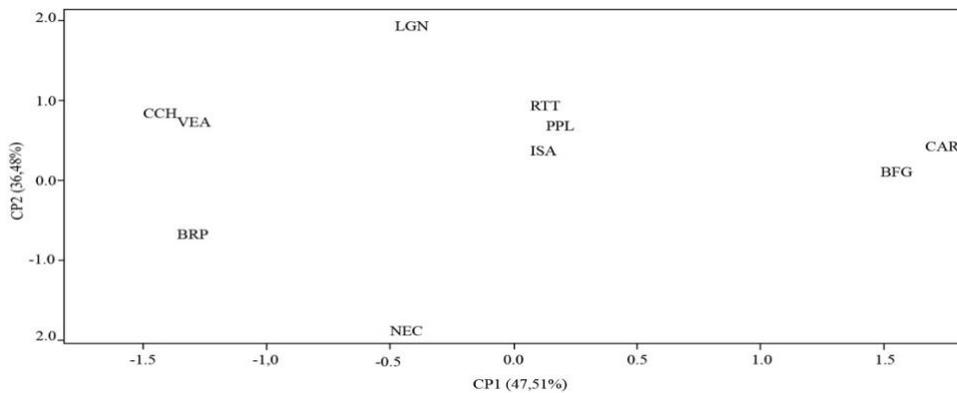
La estructura gremial medida a través de la abundancia, está determinada por las condiciones de la vegetación presente en los mosaicos. De acuerdo con los resultados del análisis de correlaciones canónicas (ACC), los tres primeros ejes explican el 56,48% de la variabilidad de los datos.

El primer componente explica el 47,51% de la varianza; en este eje, la abundancia de CAR, se correlaciona positivamente con la cobertura BFG. Mientras que en el extremo negativo la abundancia de VEA se asocia con coberturas de vegetación cerrada CCH y BRP. La abundancia de ISA presenta una correlación postiva con los RTT y los PPL. En el segundo componente explica el 36,48% de la varianaza, en este componente la abundancia NEC se correlacionaron positivamente con coberturas de vegetacion cerrrada BRP y BFG y negativamente las coberturas de vegetación abierta PPL, RTT y LGN (Figura 3-4)

**Figura 3-3:** Análisis de correlaciones canónicas (ACC) de la distribución de la riqueza de los gremios de forrajeo y las áreas de los elementos del paisaje en los sistemas de producción en la región Andino Amazónica del departamento del Caquetá.



**Figura 3-4:** Análisis de correlaciones canónicas (ACC) de la distribución de la abundancia de los gremios de forrajeo y las áreas de los elementos del paisaje en los sistemas de producción en la región Andino Amazónica del departamento del Caquetá.



Para el sistema Agroforestal ocho gremios ocurrieron en el 90% de los mosaicos de este sistema, seis gremios en más del 64% y solo un gremio en el 45% de los mosaicos. Mientras que en sistema de ganadería tradicional, nueve gremios se registraron en más del 95% de sus mosaicos y seis en más del 32%. Para el sistema silvopastoril seis mosaicos presentaron más del 86% de los gremios presentes en este sistema.

Los valores observados de la riqueza dentro de los gremios de forrajeo no se alejaron demasiado de los valores calculados por los diferentes estimados utilizados. En este

sentido, se observo mas del 75% de las especies estimadas. El gremio FAA, presento el mayor valor de completitud de especies observadas, seguido por ITT, mientras que ISF presento el valor menor valor completitud de las especies observadas (Tabla 3-1).

**Tabla 3-1:** Estimación de la riqueza y valores de completitud de especies de aves observadas en los gremios de forrajeo en los sistemas producción de la región andino amazónica en el departamento de Caquetá.

Gremio	Número Mosaicos	Riqueza observada.	Estimadores				Completitud
			Chao 1	Chao 2	Jack 1	Jack 2	
FAA	38	27	28,00	28,22	31,87	30,15	0,91
FAR	37	28	32,99	35,01	36,76	41,59	0,77
ITT	37	15	15,50	15,97	17,92	18,92	0,88
ISA	38	48	49,61	63,14	66,50	75,28	0,75
ISFFAR	39	10	11,00	10,97	11,95	13,85	0,84
ISF	38	40	43,59	70,83	59,47	73,81	0,65
ISL	39	14	14,25	15,46	17,90	18,92	0,84
SHB	35	20	20,14	26,80	27,77	32,57	0,75
VER	37	20	21,49	23,41	26,81	28,83	0,80

La composición de las especies de los gremios de forrajeo entre los sistemas de producción en promedio no supero el 50% de similitud, seis gremios presentaron mas del 60% de similitud en la composición de sus especies entre los SGT y SAF; ocho gremios presentaron menos del 50% de similitud en la composición de sus especies, seis gremios entre SGT y SAF, uno entre SGT y SSP y uno entre SSP y SAF (Tabla 3-3).

**Tabla 3-2:** Índice de Similitud de Jaccard de la composición de especies de aves de los gremios de forrajeo entre los sistemas de producción en la región de la Amazonia Andina en el departamento del Caquetá

GREMIO	SAF-SGT	SAF-SSP	SSP-SGT
ISF	0,43	0,33	0,31
FAR	0,64	0,30	0,24
FAA	0,62	0,59	0,63
ITT	0,71	0,43	0,50
ISA	0,47	0,26	0,32
SHB	0,40	0,44	0,50
ISAFAR	0,50	0,50	0,40
VER	0,47	0,27	0,35
ISL	0,64	0,55	0,50
VEA	0,36	0,29	0,25
ISFFAR	0,80	0,70	0,88
NEC	0,40	0,25	0,33
CAR	0,75	0,50	0,67
MAP	0,17	0,50	0,14

Las aves consumidoras de insectos aéreos (ISA) presentaron su mayor riqueza en los sistemas agroforestal (36 ssp) y de ganadería tradicional (33 ssp), mientras que en el sistema silvopastoril los gremios que presentaron el mayor número de especies fueron FAA y ISF con 16 ssp cada uno (Tabla 3-2). Solo tres gremios ITT, ISF y ISL presentaron diferencias significativas en la distribución media de su riqueza entre los sistemas de producción ( $K-W=205,82$ ;  $GI=2$ ;  $P >0,05$ ).

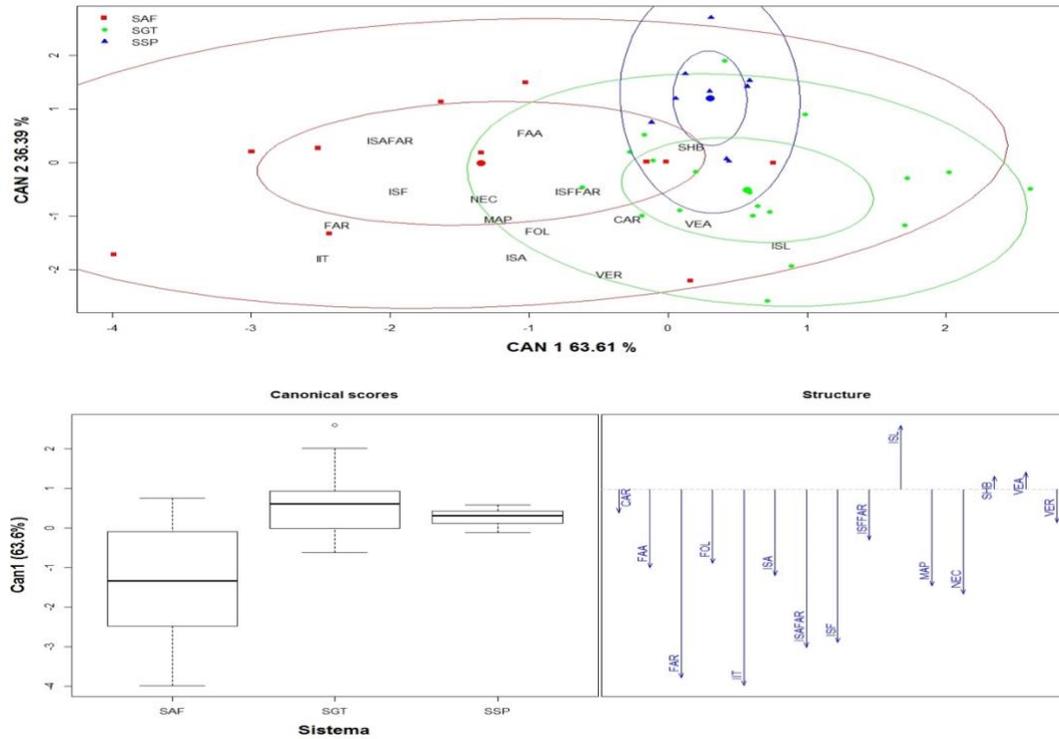
**Tabla 3-3:** Distribución riqueza media de los de los gremios de forrajeo en los sistemas de producción de la región Andino Amazónica en el departamento de Caquetá.

Gremio	Riqueza			Total	Abundancia			Total
	SAF	SGT	SSP		SAF	SGT	SSP	
CAR	4	3	2	4	56	90	27	173
FAA	19	23	16	27	524	640	374	1538
FAR	20	21	10	28	180	146	53	379
FOL	2	2	2	2	47	54	12	113
IIT	13B	11A	7A	15	105A	81B	19A	205
ISA	36	33	12	48	285	388	117	790
ISAFAR	4	5	2	6	53	34	25	112
ISF	24A	26B	16AB	40	253	263	122	638
ISFFAR	10	8	7	10	276	407	176	859
ISL	11A	12B	6AB	14	242	753	152	1147
MAP	1	6	2	7	14	14	4	32
NEC	8	6	2	10	40	35	13	88
SHB	15	13	8	20	84	152	77	313
VEA	7	8	2	11	10	22	5	37
VER	12	16	7	20	101	165	30	296
Total	186	193	101	262	2270	3244	1206	6720

\* las letras distintas denotan diferencia significativa.

En el análisis discriminante, la abundancia de los gremios ISL, SHB y VEA se asocian con el sistema de producción SGT y a los IIT y FAR con el sistema de producción SAF. La diferencia entre los sistemas esta dada por el número de individuos que conforma los gremios presente en los sistemas de producción (Figura 3-4). Solo la abundancia promedio del gremio IIT presento diferencia entre los sistemas de producción ( $K-W=203,6$ ;  $GI=2$ ;  $P >0,05$ ); esta diferencia estuvo representada entre el sistema SGT y los Sistemas SAF y SSP (Tabla 3-2). La abundancia de cinco gremios ISL, FAA, ISFFAR, ISA e ISF representó mas del 70% del número total de individuos presente en cada uno de los sistemas de producción.

**Figura 3-5:** Análisis discriminante basado en abundancia de individuos de los quince gremios de forrajeo entre los tres sistemas de producción.

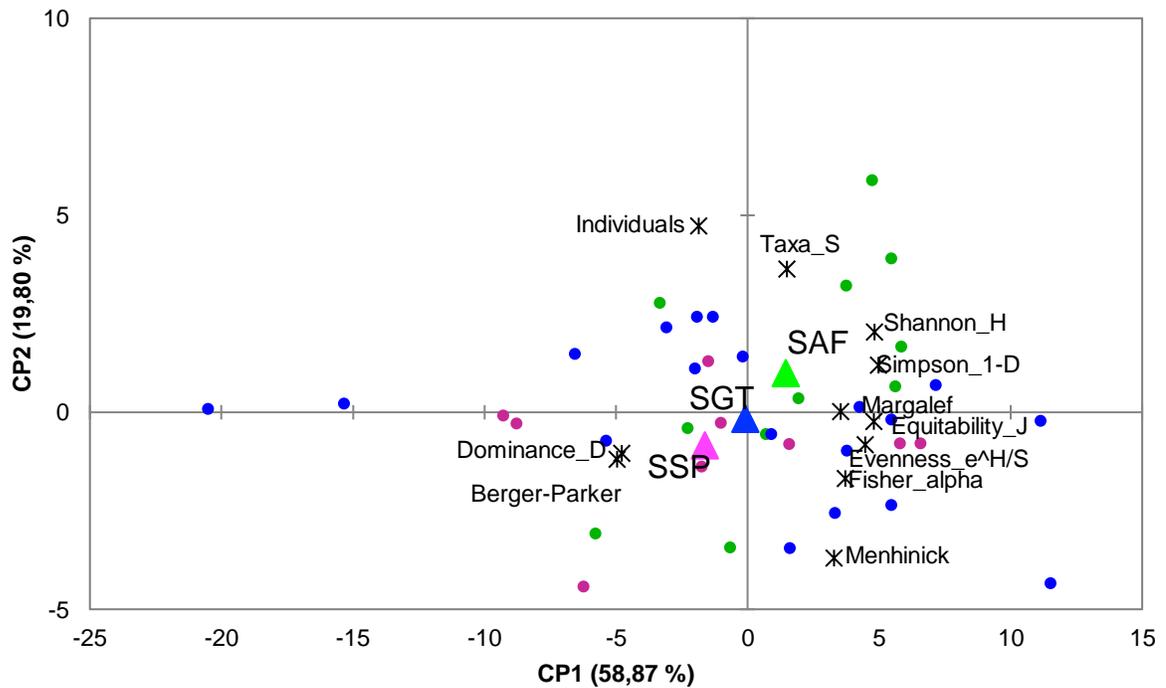


Las elipses representan el intervalo de confianza 95% para cada grupo. SAF) Sistema Agroforestal; (SGT) Sistema de Ganadería Tradicional; (SSP) Sistema Silvopastoril; (CAR) aves consumidoras de carroña; (FAA) aves consumidoras de frutos de árboles; (FAR) aves consumidoras de frutos de arbustos; (FOL) aves consumidoras de follaje; (IIT) aves consumidoras de insectos de interior de troncos; (ISA) aves consumidoras de insectos aéreos; (ISAFAR) aves consumidoras de insectos aéreos y frutos de arbustos; (ISF) aves consumidoras de insectos del follaje; (ISFFAR) aves consumidoras de insectos del follaje y frutos de arbustos; (ISL) aves consumidoras de insectos de suelo; (MAP) aves consumidoras de macroinvertebrados y peces pequeños; (NEC) aves consumidoras de néctar; (SHB) aves consumidoras de semillas/frutos de herbáceas; (VEA) aves consumidoras de vertebrados acuáticos y (VER) aves consumidoras de vertebrados

En el análisis de componentes principales de los índices de diversidad de los gremios de forrajeo en los mosaicos de paisaje de los sistemas de producción, los tres primeros componentes explican el 97,06% de la varianza (Figura 3-5). El primer componente explica el 58,73% de la variación, en este eje se agrupan en el extremo positivo los mosaicos asociados a SAF con los índices de mayor diversidad y riqueza de gremios. En el extremo negativo de este mismo eje se agrupan los mosaicos con los mayores índices de dominancia de los gremios asociados al Sistema de Silvopastoril.

En el segundo componente se asocian en el extremo positivo los mosaicos con el mayor número de individuos y riqueza específica de gremios de forrajeo, así como los mosaicos con el mayor valor de los índices de diversidad de Shannon y de equitatividad, asociados a los sistemas de Agroforestales. Mientras que en el extremo negativo se agrupan los mosaicos con los mayores valores de los índices de riqueza específica y de dominancia asociados a los Sistemas de Ganadería Tradicional y Silvopastoril.

**Figura 3-6:** El análisis de componentes principales de los índices de diversidad de los gremios de forrajeo asociados a los sistemas de producción



### 3.3 Discusión

La metodología empleada permite identificar algunos patrones que explican la respuesta de la riqueza de los gremios de forrajeo de aves a la composición del paisaje de los sistemas de producción de la región de la Amazonía Andina . En los sistemas de producción de la región de la amazonia andina colombiana, la combinación de las diferentes coberturas de los hábitats bajo manejo agroforestal-ganadero influyen sobre la composición y la abundancia de gremios de forrajeo de las aves del ensamble. Estos resultados coinciden con los patrones documentados en ensambles de aves en otros agroecosistemas (Bennett, Hinsley, Bellamy, Swetnam, & Mac Nally, 2004; Herzon & O'Hara, 2007b) quienes encontraron que el patron de selección de los hábitats por parte de las aves está relacionado con la estructura de la vegetación, la disponibilidad del alimento o los tipos se hábitats cercanos a los sistemas productivos (Kirk, Boutin, & Freemark, 2001).

Aunque los tres sistemas de producción presentaron los mismos gremios de forrajeo, los tipos de coberturas presentes en los mosaicos de estos sistemas influyeron en la composición, riqueza y diversidad de gremios. Esto se refleja por las características estructurales de la vegetación, el área de los parches, la oferta de recursos, el manejo de las zonas circundantes en cada mosaico (Cruz Trujillo, 2014; Martínez Salinas, 2008), del recurso explotado y de los requerimientos de cada gremio. Esta condición restringe o facilita el desplazamiento de las especies y determinan la probabilidad de que ciertos gremios se mantengan viables (Kattan, 1992). En este sentido, la presencia o ausencia de determinados gremios de forrajeo demuestra la especificidad de hábitat y la distribución del recurso en los mosaicos estudiados. Por lo tanto, el grado de similitud en la composición de las especies en cada gremio de forrajeo entre los sistemas de producción, no presenta un patrón que permita describir las diferentes asociaciones de las especies.

Considerando la agremiación, las especies no muestran la misma respuesta cuando dependen de los mismos recursos de forrajeo. La perturbación puede afectar un recurso común aunque no es igual de condicionante para todas las especies componentes del

gremio, o bien porque estas pueden diferir en otros aspectos además de los recursos considerados para la agremiación. Tal es el caso de los gremios ISA e ISF aunque fueron los gremios con el mayor número de especies observadas en esta investigación, presentaron valores muy bajos de similitud en cuanto a la composición de sus especies en los sistemas SAF, SGT y SSP.

El gremio de forrajeo de los consumidores de insectos fue el que dominó, tanto en número de especies como de individuos. Los insectívoros son a menudo las especies con mayor riqueza y abundancia en la mayoría de los bosques tropicales (Blake & Loiselle, 2001), son flexibles a los cambios en el paisaje (Wilson et al., 2017). Esta condición, está relacionada con la característica de la vegetación propia de los primeros estadios de sucesión, que hace que exista una amplia gama de insectos que pueden ser incluidos en la dieta de estas especies (Stiles & Rosselli, 1998). (Thiollay, 1990), encontró que las especies que prosperaron en los bosques agroforestales fueron los insectívoros y destaca que los bosques agroforestales manejados en forma tradicional y de propósito múltiple, pueden constituir un valioso componente entre la conservación de la biodiversidad de la selva tropical.

Sin embargo, las especies observadas pertenecientes a este gremio presentan una alta capacidad de dispersión y tolerancia a las condiciones ambientales de estos hábitats. A diferencia de otras especies que también pertenecen a este gremio, por ejemplo, los formicarios, que son consumidores de insectos de suelo y no fueron registrados en esta investigación. Este grupo de aves poseen una limitada capacidad de dispersión (Alexandrino et al., 2017; Kattan et al., 1994; Sigel, Sherry, & Young, 2006; Stratford & Stouffer, 2013) y una alta especificidad de hábitat y dieta, propensos a desaparecer por los efectos de la fragmentación (Van Houtan, Pimm, Bierregaard Jr, Lovejoy, & Stouffer, 2006)

La influencia del área de las coberturas de la tierra sobre la presencia de los gremios en los paisajes modificados se reconoce principalmente para gremios que dependen de la vegetación cerrada. La riqueza de especies de aves consumidoras de insectos de interior

de troncos IIT, conformados por los carpinteros (Picidae), trepatroncos (Dendrocolaptidae) y las Aves consumidoras de Insectos de Follaje, presentaron mayor afinidad por este tipo de vegetación y son considerados como uno de los grupos de más requerimiento ecológico (Milesi, Marone, Lopez de Casenave, Cueto, & Mezquida, 2002; Smith et al., 2011). En este sentido este grupo de especies son más sensibles a la modificación de los hábitats, desapareciendo por completo en usos de suelo con vegetación abierta. Estos resultados coinciden con los obtenidos por (Viano, Ratsimisetra, Laloë, & Carrière, 2012; Velásquez-Valencia, 2009), quienes establecen que estos taxones son dependientes de la presencia de árboles por su necesidad de forrajear insectos en troncos muertos y al interior de cortezas leñosas.

Sin embargo, otras coberturas son igualmente importantes en gremios, tales como los asociados a las coberturas vegetales abiertas en los sistemas de producción de ganadería tradicional. Esto es enfatizado por la variación de la contribución de las aves consumidoras de insecto de suelo y los carroñeros, que fueron los gremios de mayor tolerancia a las áreas abiertas. En este sentido, su riqueza y abundancia se vio favorecida en los sistemas de producción ganadera, debido a que estos sistemas presentan una matriz de pasturas y de rastrojos tempranos propicios para el establecimiento de las especies pertenecientes a estos gremios.

Estos resultados son coincidentes con los patrones que emergen de los resultados de Haslem & Bennett, (2011), las especies o grupos de especies, responden a la estructura del mosaico de diferentes manera, de tal forma que el manejo de la tierra de los mosaicos de los sistemas de producción en forma particular, tendrá diferentes resultados para los diferentes gremios de forrageo.

En general, la abundancia y riqueza de los gremios de forrajeo fue mayor en los mosaicos que presentaron de potreros con árboles dispersos que en áreas abiertas sin árboles. La presencia de arboles en potreros, proporciona un efecto positivo en la diversidad de aves. Esto fue cierto para aves consumidoras de frutas de arboles y aves consumidores de vertebrados, en consonancia con sus hábitos alimenticios y de comportamiento. Los

árboles son la principal fuente de fruta en estas áreas y sirven como vigías para la observación de la presa de los carnívoros (Hendrickx et al., 2007; Thorstrom, Rene de Roland, & Watson, 2003). Por lo tanto, este resultado confirma las observaciones de (Ambarli & Bilgin, 2014; Goodman & Raherilalao, 2003; Sweeney, Wilson, Irwin, Kelly, & O'Halloran, 2010) donde se hace referencia, como aves forestales a menudo son tolerantes a las áreas abiertas sólo en la presencia de árboles. Sin embargo, la presencia de estas especies en los hábitats de los potreros con árboles, implica una tolerancia de las aves forestales a hábitats que aún no son extremadamente degradados (Goodman & Raherilalao, 2003; Randriamalala, Serpantié, & Carrière, 2007).

La presencia de estos recursos disminuye con la fragmentación y en áreas abiertas desprovistas de material arbóreo. Estos gremios siguieron más estrechamente los cambios en la cobertura de la vegetación, la riqueza general de sus taxas presento una disminución marcada en ausencia de vegetación arbórea, desde los sistemas agroforestales a los de ganadería tradicional, reduciendo drásticamente su abundancia en los sitios que se quedaron prácticamente sin cobertura vegetal.

A pesar de esto, la presencia de árboles, incluso aislado, no es una condición necesaria para la ocupación del paisaje de aves del bosque. En este sentido, los gremios de áreas abiertas dominan estos hábitats ya que las aves forestales son sensibles a las condiciones climáticas extremas. En los sistemas agroforestales, cultivos de árboles de caucho (*Hebea brasilensis*) que actúan como sombra, aporta a un mayor número de gremios asociados a vegetación cerrada, sobre todo si se encuentra en estos mosaicos vegetación natural, bosques remanentes y bosques riparios importantes para estos gremios (de la Peña-Cuéllar, Benítez-Malvido, Avila-Cabadilla, Martínez-Ramos, & Estrada, 2015; Maas et al., 2016; Petit et al., 1999; Rice & Greenberg, 2000; Schulze et al., 2004; Shahabuddin & Terborgh, 1999) .

En los sistemas de producción agroforestales los gremios de forrajeo consumidores de insectos de interior de troncos e insectos aéreos y el gremio de los consumidores de semillas de herbáceas alcanzan una mayor diversidad. Los insectívoros de suelo, los

consumidores de frutos de árboles y los consumidores de vertebrados son mucho más diversos en los sistemas de ganadería tradicional.

La cobertura de la vegetación fue un buen descriptor del patrón de distribución de la riqueza y abundancia de los gremios en los mosaicos de los sistemas de producción. El cambio a coberturas de vegetación abierta, típicas del desmonte y tumba de bosques como los rastrojos tempranos o potreros abiertos, afectan negativamente la riqueza y abundancia de los gremios consumidores de Insectos de Interiores de Troncos (Piscidos, Dendrocolaptidos) y consumidores de insectos de interior de Bosques (Formicaridos) no registrados en esta investigación, y benefician a los gremios de zonas abiertas como los consumidores de semillas de herbáceas (Fringilidos), insectívoros aéreos (Tyrannidos) y los consumidores de insectos de suelo. En este sentido, se comprueba la hipótesis de esta investigación que los gremios de forrajeo consumidoras de insectos de suelo y aéreos, consumidoras de semillas de herbáceas y consumidoras de vertebrados, presentan su pico de riqueza y abundancia en mosaicos dominados por parches de tipos de vegetación abierta.

Lo anterior sugiere, que la modificación en la complejidad de la vegetación, ocasionada por la reducción de la cubierta arbórea, contribuye al cambio en la composición y riqueza de los gremios. Esta condición, es concordante con lo planteado por (Rueda et al., 2013; Stratford & Stouffer, 2013), en cuanto a que la cobertura boscosa influye fuertemente en la riqueza de especies y gremios.

En la Amazonia colombiana el establecimiento de sistemas de producción puede orientarse al fortalecimiento de modelos sostenibles, Sistemas Agroforestales, Sistemas Silvopastoriles, sumados a Sistemas de restitución de la vegetación, que conlleven a su restauración. Los sistemas productivos en sinergia entre distintos componentes del paisaje, e.j. la matriz dominada por vegetación propia de un sistema de producción, parches de vegetación cerrada y corredores de vegetación nativa, como lo visualizado en el presente estudio, podría potencializar un adecuado manejo de los recursos naturales

---

para obtener productos y beneficios agrícolas, forestales, ambientales y socioeconómicos (Jeliazkov et al., 2016; Wiens & Milne, 1989).

En consecuencia, este estudio evidencia que los sistemas de producción Silvopastoril y Agroforestal deben adecuarse para mantener los servicios ecosistémicos, de la mano al desarrollo económico de los pobladores. En este sentido, es importante como medida de manejo de áreas de producción, el fomento de la heterogeneidad del paisaje en los sistemas productivos. El cambio de la ganadería extensiva, hacia sistemas más amigables con los hábitats, permite la conservación de la diversidad de avifauna.

En esta región, hasta el momento, es poco lo que se conoce y no se dispone de muchos estudios que hayan analizado este aspecto, por ello, esta metodología facilita un primer abordaje sobre la relación de los gremios de forrajeo de aves y los usos de la tierra y/o sistemas de producción a escala de paisaje y constituye punto de comparación con nuevos trabajos que empleen la misma metodología en sistemas con procesos de reconversión.



## **4. Conclusiones y recomendaciones**

### **4.1 Conclusiones**

Los objetivos planteados en esta investigación fueron alcanzados, ya que se logró evaluar y analizar las variables de la configuración y composición del paisaje en los sistemas de ganadería tradicional, agroforestal y silvopastoril que inciden en la estructura y distribución de la riqueza, abundancia y la diversidad de la comunidad de aves de la Amazonia Andina.

Los análisis permitieron establecer la relación de la composición del paisaje sobre la diversidad, riqueza y composición de los gremios de forrajeo presentes en los sistemas de producción de la región de la Amazonia Andina

Las hipótesis planteadas fueron las adecuadas en cuanto al papel de la heterogeneidad de las coberturas de la vegetación de los mosaicos con respecto a la riqueza y abundancia de especies de aves y gremios de forrajeo. Las coberturas de la vegetación fueron importantes para explicar la distribución de la riqueza, abundancia y diversidad tanto de especies como de los gremios en los mosaicos de los sistemas de producción.

El tamaño de los mosaicos estudiados permiten estimar la respuesta de la riqueza, diversidad, y composición de la comunidad de aves a las condiciones del paisaje a esta escala.

Las aves responden a la modificación en la complejidad de las coberturas de vegetación de los mosaicos, ocasionada por la reducción de la cubierta arbórea, lo que contribuye al cambio en la composición y riqueza de los gremios.

La diversidad del ensamble de aves muestra una fuerte relación con las condiciones de heterogeneidad del mosaico. Mosaicos con mayor número y diversidad de parches tipo de cobertura de vegetación cerrada y de forma simétrica presentaron mayor diversidad y riqueza de especies. Mientras que la dominancia de especies presentó una relación positiva con el tamaño de los parches de vegetación abierta.

Se evidenció una disminución del valor de la diversidad de especies y de gremios de forrajeo (FAA y los IIT) desde coberturas de vegetación cerrada, compleja y heterogénea, asociada a los sistemas de producción agroforestal hasta coberturas de vegetación abierta y homogénea asociados a la ganadería tradicional

La presencia de potreros con árboles dispersos es claramente una alternativa de manejo que garantiza en buena medida la diversidad y riqueza de especies de aves en estos sistemas.

En los sistemas agroforestales, cultivos de árboles de caucho (*Hebea brasilensis*) que actúan como sombra, aporta a un mayor número de gremios asociados a vegetación cerrada, sobre todo si se encuentra en estos mosaicos vegetación natural, bosques remanentes y bosques riparios importantes para estos gremios

Es importante como medida de manejo de áreas de producción, el fomento de la heterogeneidad del paisaje en los sistemas productivos. El cambio de la ganadería extensiva, hacia sistemas más amigables con los hábitats, permite la conservación de la diversidad de aves.

La metodología empleada en esta investigación facilita un primer abordaje sobre la relación de los gremios de forrajeo de aves y las coberturas de la vegetación y/o sistemas de producción a escala de paisaje y constituye punto de comparación con nuevos trabajos que empleen la misma metodología en sistemas con procesos de reconversión.

## 4.2 Recomendaciones

El presente estudio demuestra la necesidad de continuar con las investigaciones en aspectos ecológicos de las comunidades de aves de la Amazonía Andina, que permitan entender los patrones y los procesos formadores de la diversidad.

Establecer comparaciones biogeográficas las especies de aves a partir de uso de unidades discretas (ecorregiones), que permita diferenciar cambios y una mejor apreciación de su regionalización.

En el panorama actual de aumento de la deforestación en la Amazonía Andina y los resultados de esta investigación, sugieren desarrollar modelos predictivos en múltiples escalas sobre los futuros cambios en la distribución de las especies de aves en relación a la abundancia, dinámica de poblaciones, procesos y funciones ecológicas, así como la capacidad de dispersión y conectividad del hábitat de las especies.

Se deben realizar investigaciones específicas acerca de los gremios de forrajeo y grupos funcionales de aves y evaluar como la composición de estos afectan el servicio ecosistémico prestado. Estos elementos proporcionan herramientas claves para la conservación de las aves mediante políticas y prácticas de manejo, constituyendo una conexión entre el bienestar humano y la conservación de la biodiversidad.

Es importante como medida de manejo de áreas de producción de la ganadería extensiva, el fomento de la heterogeneidad del paisaje, por medio de incorporación árboles en potreros y la preservación de los parches de vegetación variada, que garanticen los recursos necesarios para el mantenimiento y dispersión de las aves y a su vez mitigar los efectos del cambio climático.

Es necesario utilizar la metodología y análisis desarrollados en esta investigación con otros grupos taxonómicos (p.ej. chiropteros, euglossinas, anfibios), que permitan comparar las respuestas de los procesos de conversión de los usos del suelo en los diferentes taxones.

## Bibliografía

- Alejandra I. Roldán, author, & Javier A. Simonetti, A. (2001). Plant-Mammal Interactions in Tropical Bolivian Forests with Different Hunting Pressures. *Conservation Biology*, 15(3), 617.
- Alexandrino, E. R., Buechley, E. R., Karr, J. R., Ferraz, K. M. P. M. de B., Ferraz, S. F. de B., Couto, H. T. Z. do, & Şekercioğlu, Ç. H. (2017). Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. *Ecological Indicators*, 73, 662–675.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.023>
- Ambarli, D., & Bilgin, C. C. (2014). Effects of landscape, land use and vegetation on bird community composition and diversity in Inner Anatolian steppes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, 37–46.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.006>
- Ambuel, B., & Temple, S. A. (1983). Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology*, 64(5), 1057–1068.
- Antongiovanni, M., & Metzger, J. P. (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 122(3), 441–451. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.09.005>
- Armenteras, D., Gast, F., & Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113(2), 245–256.
- Azhar, B., Lindenmayer, D. B., Wood, J., Fischer, J., Manning, A., McElhinny, C., & Zakaria, M. (2013). The influence of agricultural system, stand structural complexity and landscape context on foraging birds in oil palm landscapes. *Ibis*, 155(2), 297–312. <https://doi.org/10.1111/ibi.12025>
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tschamtké, T. (2010). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis.

- Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, rspb20101923.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & WEIBULL, A. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269.
- Bennett, A. F., Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Swetnam, R. D., & Mac Nally, R. (2004). Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation*, 119(2), 191–206.
- Bennett, A. F., Radford, J. Q., & Haslem, A. (2006). Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 133(2), 250–264. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.008>
- Bennett, A. F., & Saunders, D. A. (2011). Habitat Fragmentation and Landscape Change. *Conservation Biology for All*, 88–106. <https://doi.org/10.1093/acprof>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Berg, Å., Wretenberg, J., Zmihorski, M., Hiron, M., & Pärt, T. (2015). Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 204, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.019>
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., ... Edwards, P. J. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141–150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Blake, J. G., & Loiselle, B. A. (2001). Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *The Auk*, 118(2), 304–326.
- Bohórquez, C. I. (2002). La avifauna de la vertiente oriental de los Andes de Colombia. Tres evaluaciones en elevación subtropical. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*, 26(100), 419–442.
- Burel, F., & Baudry, J. (2005). Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: the role of land use systems at various scales in time. *Ecological Indicators*, 5(4), 305–313.

- Carrero, V. A., & Velásquez, A. (2011). Avifauna del corredor biológico andino amazónico, asociada a gradientes de intervención. *Momentos de Ciencia*, 8(1).
- Castellon, T. D., & Sieving, K. E. (2006). An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*, 20(1), 135–145.
- Cerezo, A., Conde, M. C., & Poggio, S. L. (2011). Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation*, 20(12), 2649–2667. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0096-y>
- Chamberlain, D. E., & Fuller, R. J. (2000). Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78(1), 1–17. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00105-X)
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., & Shen, T. (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8(2), 148–159.
- Chapman, F. M., Richardson, W. B., Fuertes, L. A., Miller, L. E., Allen, A. A., Cherrie, G. K., ... Boyle, H. S. (1917). The distribution of bird-life in Colombia: a contribution to a biological survey of South America. *Bulletin of the AMNH*; v. 36.
- Chauvel, A., Grimaldi, M., & Tessier, D. (1991). Changes in soil pore-space distribution following deforestation and revegetation: An example from the Central Amazon Basin, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 38(3–4), 259–271. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90147-N](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90147-N)
- Cháux, J. T. D., & Velásquez, A. (2009a). Aves de una laguna urbana en el piedemonte caqueteño colombiano. *Momentos de Ciencia*, 6(1).
- Cháux, J. T. D., & Velásquez, A. (2009b). Uso de las coberturas vegetales y movilidad de aves semilleras en un paisaje urbano de Florencia (Caquetá, Colombia). *Momentos de Ciencia*, 6(1), 70–79.
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating Terrestrial Biodiversity through Extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 345(1311), 101–118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Concepción, E. D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., ... Verhulst, J. (2012). Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 695–705.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02131.x>

- Corcuera, P. (2001). The abundance of four bird guilds and their use of plants in a Mexican dry forest-oak woodland gradient in two contrasting seasons. *Huitzil. Revista Mexicana de Ornitología*, 2(1).
- Cruz Trujillo, E. J. (2014). *Efecto de la calidad del parche -paisajes de producción en la comunidad de aves en el piedemonte caqueteño*.
- Daily, G. C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., & SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. (2003). Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, 17(6), 1814–1826.
- Dauber, J., Purtauf, T., Allspach, A., Frisch, J., Voigtländer, K., & Wolters, V. (2005). Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. *Global Ecology and Biogeography*, 14(3), 213–221.
- De Graaf, R. M., Tilghman, N. G., & Anderson, S. H. (1985). Foraging guilds of North American birds. *Environmental Management*, 9(6), 493–536.
- de la Peña-Cuéllar, E., Benítez-Malvido, J., Avila-Cabadilla, L. D., Martínez-Ramos, M., & Estrada, A. (2015). Structure and diversity of phyllostomid bat assemblages on riparian corridors in a human-dominated tropical landscape. *Ecology and Evolution*, 5(4), 903–913. <https://doi.org/10.1002/ece3.1375>
- Devictor, V., & Jiguet, F. (2007). Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2–4), 179–184. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.013>
- Donald, P. F., Green, R. E., & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1462), 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., & Van Bommel, F. P. J. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(3–4), 189–196.
- Dugand, A., & Borrero, J. I. (1946). Aves de la ribera colombiana del Amazonas. *Caldasia*, 131–167.
- Dugand, A., & Borrero, J. I. (1948). Aves de la confluencia del Caquetá y Orteguaza

- (base aérea de Tres Esquinas) Colombia. *Caldasia*, 115–156.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 169–175.
- Ekroos, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Heliölä, J., Seimola, T., & Helenius, J. (2013). Correlations in species richness between taxa depend on habitat, scale and landscape context. *Ecological Indicators*, 34, 528–535.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.015>
- Etter, A. (1993). Diversidad ecosistémica en Colombia hoy. *Nuestra Diversidad Biológica*, 43–61.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... Martin, J. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112.
- Farina, A. (1997). Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12(6), 365–378.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B., & Manning, A. (2006). Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2), 80–86. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0080:BEFART\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0080:BEFART]2.0.CO;2)
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... Gibbs, H. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Forman, R. T. (2014). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions (1995)*. Springer.
- Freilich, J. E., Emlen, J. M., Duda, J. J., Freeman, D. C., & Cafaro, P. J. (2003). Ecological effects of ranching: a six-point critique. *BioScience*, 53(8), 759–765.
- Goodman, S. M., & Raheerilalao, M. J. (2003). Effects of forest fragmentation on bird communities. *The Natural History of Madagascar*, 1064–1066.
- Goodwin, B. J., & Fahrig, L. (2002). How does landscape structure influence landscape

- connectivity? *Oikos*, 99(3), 552–570.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379–391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Gotelli, N. J., & Entsminger, G. L. (2001). Swap and fill algorithms in null model analysis: Rethinking the Knight's Tour. *Oecologia*, 129(2), 281–291. <https://doi.org/10.1007/s004420100717>
- Guadagnin, D. L., & Maltchik, L. (2007). Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation*, 16(4), 1231–1244. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9127-5>
- Guisande, C., García-Roselló, E., Heine, J., González-Dacosta, J., Vilas, L. G., García Pérez, B. J., & Lobo, J. M. (2017). SPEDInstabR: An algorithm based on a fluctuation index for selecting predictors in species distribution modeling. *Ecological Informatics*, 37, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.11.004>
- Gutiérrez, N. P. V., Gómez, J. R., & Valencia, A. V. (2005). Avifauna de la Vereda Sebastopol, un área de bosques intervenido en el Piedemonte Caqueteño. *Momentos de Ciencia*, 2(1).
- Haila, Y. (2002a). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12(2), 321–334.
- Haila, Y. (2002b). A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12(2), 321–334. <https://doi.org/10.2307/3060944>
- Halffter, G., & Moreno, C. E. (2005). Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. In *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma* (pp. 5–18).
- Hanski, I., Alho, J., & Moilanen, A. (2000). Estimating the parameters of survival and migration of individuals in metapopulations. *Ecology*, 81(1), 239–251.
- Haslem, A., & Bennett, A. F. (2008). Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications*, 18(1), 185–196. <https://doi.org/10.1890/07-0692.1>
- Haslem, A., & Bennett, A. F. (2011). Birds in Agricultural Mosaics : The Influence of Landscape Pattern and Countryside Heterogeneity. *Ecological Application*, 18(1),

185–196.

- Hawes, J., Barlow, J., Gardner, T. A., & Peres, C. A. (2008). The value of forest strips for understorey birds in an Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation*, *141*(9), 2262–2278. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.017>
- Heikkinen, R. K., Luoto, M., Virkkala, R., & Rainio, K. (2004). Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology*, *41*(5), 824–835. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00938.x>
- Hendrickx, F., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., ... Bugter, R. (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, *44*(2), 340–351. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01270.x>
- Herkert, J. R. (1994). The Effects of Habitat Fragmentation on Midwestern Grassland. *Ecological Applications*, *4*(3), 461–471. <https://doi.org/10.2307/1941950>
- Hernández Camacho, J. (1992). Caracterización Geográfica de Colombia. In G. Halffter (Ed.), *La Diversidad Biológica de Iberoamérica I* (pp. 45–54).
- Herzon, I., Marja, R., Menshikova, S., & Kondratyev, A. (2014). Farmland bird communities in an agricultural landscape in Northwest Russia: Seasonal and spatial patterns. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *183*, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.015>
- Herzon, I., & O'Hara, R. B. (2007a). Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *118*(1–4), 297–306. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.030>
- Herzon, I., & O'Hara, R. B. (2007b). Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *118*(1–4), 297–306.
- Holmes, R. T., Bonney, R. E., & Pacala, S. W. (1979). Guild structure of the Hubbard Brook bird community: a multivariate approach. *Ecology*, *60*(3), 512–520.
- Hong, S.-K., Lee, J. A., Ihm, B.-S., Farina, A., Son, Y., Eun-Shik, K., & Choe, J. C. (2007). *Ecological Issues in a Changing World: Status, Response and Strategy*. Springer Science & Business Media.
- Hortal, L. P., Saura, S., & de Toda, M. (2008). Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y

- regional. *Revista Montes*, (94), 31–37.
- Houghton, R. a. (1994). The Worldwide Extent of Land-Use Change. *BioScience*, 44, 305–313. <https://doi.org/10.2307/1312380>
- Houghton, R. A. (2013). The Extent Worldwide Land-use Change in the last few centuries and particularly in the last several decades, effects of land-use change have become global. *BioScience*, 44(5), 305–313.
- Hurd, F. G. S., Telleria, J. L., & Díaz, M. (1995). Observaciones sobre la composición, ecología, y zoogeografía de la avifauna de la Sierra de Chiribiquete, Caquetá, Colombia. *Caldasia*, 17(82–85), 481–500.
- Jeliazkov, A., Mimet, A., Chargé, R., Jiguet, F., Devictor, V., & Chiron, F. (2016). Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.017>
- Jenkins, C. N., Alves, M. A. S., & Pimm, S. L. (2010). Avian conservation priorities in a top-ranked biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 143(4), 992–998. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.014>
- Johnson, D. H., & Igl, L. D. (2001). Area Requirements of Grassland Birds: a Regional Perspective. *The Auk*, 118(1), 24. [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2001\)118\[0024:AROGBA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2001)118[0024:AROGBA]2.0.CO;2)
- Jukka Jokimäki & Esa Huhta. (1996). Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland : a multi-scale approach . *Ornis Fenn. Ornithologica Fennica*, 73, 97–113.
- Kaboli, M., Guillaumet, A., & Prodon, R. (2006). Avifaunal gradients in two arid zones of central Iran in relation to vegetation, climate, and topography. *Journal of Biogeography*, 33(1), 133–144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01379.x>
- Kaboli, M., Guillaumet, A., Prodon, R., Donald, P. F., Green, R. E., & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Journal of Biogeography*, 268(1), 25–29. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01379.x>
- Kattan, G. H. (1992). Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology*, 6(1), 64–70.
- Kattan, G. H., Alvarez-López, H., & Giraldo, M. (1994). Forest fragmentation and bird

- extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology*, 8(1), 138–146.
- Kirk, D. A., Boutin, C. Y., & Freemark, K. E. (2001). A multivariate analysis of bird species composition and abundance between crop types and seasons in southern Ontario, Canada. *Écoscience*, 8(2), 173–184.  
<https://doi.org/10.1080/11956860.2001.11682643>
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B., & Siriwardena, G. M. (1999). The second silent spring? *Nature*, 400(6745), 611.
- Laurance, W. F. (1994). Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation*, 69(1), 23–32.  
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90325-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90325-5)
- Laurance, W. F., & Gascon, C. (1997). How to Creatively Fragment a Landscape. *Conservation Biology*, 11(2), 577–579. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2387637>
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605–618.  
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Laurance, W. F., & Vasconcelos, H. L. (2009). Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3), 434–451.  
<https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.03>
- Laurance, W. F., & Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1), 77–92.  
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U)
- Ledesma, L. M., Gallego, L. A., & Peláez, F. J. (2002). Situación actual de la ganadería de carne en Colombia y alternativas para impulsar su competitividad y sostenibilidad. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 15(2), 213–225.
- Lee Fahrig, L., Freemark, K. and Currie, D. J., M. (2002). Importance of patch scale\rvs landscape scale on selected forest birds. *Oikos*, 96(July 2001), 110–118.
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1994). A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75(8), 2446–2455.
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1995). On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 280–284.
- Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2007). Tackling the habitat fragmentation panchreston.

- Trends in Ecology and Evolution*, 22(3), 127–132.  
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.11.006>
- Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2007). Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(3), 127–132.
- Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., Smith, P. L., Possingham, H. P., Fischer, J., Oliver, I., & McCarthy, M. A. (2002). The focal-species approach and landscape restoration: A critique. *Conservation Biology*, 16(2), 338–345. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00450.x>
- Maas, B., Karp, D. S., Bumrungsri, S., Darras, K., Gonthier, D., Huang, J. C. C., ... Williams-Guillén, K. (2016). Bird and bat predation services in tropical forests and agroforestry landscapes. *Biological Reviews*, 91(4), 1081–1101.  
<https://doi.org/10.1111/brv.12211>
- Martensen, A. C., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141(9), 2184–2192.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008>
- Martin, E. A., Viano, M., Ratsimisetra, L., Laloë, F., & Carrière, S. M. (2012). Maintenance of bird functional diversity in a traditional agroecosystem of Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.005>
- Martínez Salinas, M. A. (2008). Conectividad funcional para aves terrestres dependientes de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguás, Nicaragua, 128 p.
- Marzluff, J. M., & Ewing, K. (2008). Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*, 9(3), 739–755.  
[https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5\\_48](https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_48)
- May, R. M. (1981). Patterns in multi-species communities. *Theoretical Ecology*, 197–227.
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2002). Comparative Evaluation of Experimental Approaches to the Study of Habitat Fragmentation Effect. *Ecological Applications*, 12(2), 335–345. [https://doi.org/doi:10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0335:CEOEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/doi:10.1890/1051-0761(2002)012[0335:CEOEAT]2.0.CO;2)
- McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C., & Ene, E. (2002). FRAGSTATS: spatial

- pattern analysis program for categorical maps.
- McGarigal, K., & McComb, W. C. (1995). Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, 65(3), 235–260.
- Milder, J. C., Declerck, F. A. J., Sanfiorenzo, A., Sanchez, D. M., Tobar, D. E., & Zuckerberg, B. (2010). Effects of farm and landscape management on bird and butterfly conservation in western Honduras. *Ecosphere*, 1(1), 1–22.  
<https://doi.org/10.1890/ES10-00003.1>
- Milesi, F. A., Marone, L., Lopez de Casenave, J., Cueto, V. R., & Mezquida, E. T. (2002). Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral*, 12(2), 149–161.
- Mitchell, M. S., Reynolds-Hogland, M. J., Smith, M. L., Wood, P. B., Beebe, J. A., Keyser, P. D., ... White Jr, D. (2008). Projected long-term response of Southeastern birds to forest management. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1884–1896.
- Mitchell, M. S., Rutzmoser, S. H., Wigley, T. B., Loehle, C., Gerwin, J. A., Keyser, P. D., ... Wood, P. B. (2006). Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management*, 221(1–3), 155–169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.023>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Newmark, W. D. (1991). Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology*, 5(1), 67–78.
- O’Dea, N., & Whittaker, R. J. (2007). How resilient are Andean montane forest bird communities to habitat degradation? *Biodiversity and Conservation*, 16(4), 1131–1159.
- Öckinger, E., & Smith, H. G. (2006). Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 149(3), 526–534.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Powell, G. V. N., & Wikramanayake, E. D. (2002). Conservation biology for the biodiversity. *Conservation Biology*, 16, 1–3.  
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01532.x>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Powell, G. V. N., & Wikramanayake, E. D. (2002).

- Conservation biology for the biodiversity crisis. *Conservation Biology*, 16(1), 1–3.
- Opdam, P. (1991). Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology*, 5(2), 93–106.
- Opdam, P., Foppen, R., & Vos, C. (2001). Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology*, 16(8), 767–779.
- Orians, G. H. (1969). The number of bird species in some tropical forests. *Ecology*, 50(5), 783–801.
- Pearson, S. M., Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (1996). An organism-based perspective of habitat fragmentation. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*, 77–95.
- Pearson, T., Gray, J., & Johannessen, P. (1983). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 12, 237–255. <https://doi.org/10.3354/meps012237>
- Pedersen, C., & Krøgli, S. O. (2017). The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway. *Ecological Indicators*, 75, 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.030>
- Pereira, J. A. (2009). Efectos del manejo ganadero y disturbios asociados sobre la ecología trófica y espacial y la demografía del gato montés (*Leopardus geoffroy*) en el Desierto del Monte, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 16(2).
- Peterjohn, B., & Sauer, J. R. (1999). Population status of North American grassland birds from the North American Breeding Bird Survey. In P. D. Vickery & J. R. Herkert (Eds.), *Ecology and conservation of grassland birds of the western hemisphere* (pp. 27–44). Retrieved from <http://pubs.er.usgs.gov/publication/5210981>
- Petit, L. J., Petit, D. R., Christian, D. G., & Powell, H. D. W. (1999). Bird communities of natural and modified habitats in Panama. *Ecography*, 22(3), 292–304.
- Pickett, S. T. A., & Cadenasso, M. L. (1995). Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, 269(5222), 331–334.
- Pino, J., Rodà, F., Ribas, J., & Pons, X. (2000). Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*, 49(1–2), 35–48.
- Piqueray, J., Bisteau, E., Cristofoli, S., Palm, R., Poschlod, P., & Mahy, G. (2011). Plant species extinction debt in a temperate biodiversity hotspot: community, species and

- functional traits approaches. *Biological Conservation*, 144(5), 1619–1629.
- Radford, J. Q., & Bennett, A. F. (2007). The relative importance of landscape properties for woodland birds in agricultural environments. *Journal of Applied Ecology*, 44(4), 737–747.
- Radford, J. Q., Bennett, A. F., & Cheers, G. J. (2005). Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, 124(3), 317–337.
- Randriamalala, R. J., Serpantié, G., & Carrière, S. M. (2007). Influence des pratiques culturales et du milieu sur la diversité des jachères d'origine forestière (Hautes-Terres, Madagascar).
- Rappole, J. H., Helm, B., & Ramos, M. A. (2003). An integrative framework for understanding the origin and evolution of avian migration. *Journal of Avian Biology*, 34(1), 124–128.
- Redford, K. (1992). The empty forest. *BioScience*, 42(6), 412–422.  
<https://doi.org/10.2307/1311860>
- Reif, J. (2013). Long-term trends in bird populations: a review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *Acta Ornithologica*, 48(1), 1–16.
- Remsen Jr, J. V., & Robinson, S. K. (1990). A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Studies in Avian Biology*, 13, 144–160.
- Renjifo, L. M. (2001). Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications*, 11(1), 14–31.  
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0014:EONAAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0014:EONAAL]2.0.CO;2)
- Rice, R. A., & Greenberg, R. (2000). Cacao Cultivation and the Conservation of Biological Diversity. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(3), 167–173.  
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.3.167>
- Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87–99.
- Robbins, C. S., Dawson, D. K., & Dowell, B. A. (1989). Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monographs*, 103, 32.
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 157–176.
- Roldán, A. I., & Simonetti, J. A. (2001). Plant-Mammal Interactions in Tropical Bolivian

- Forests with Different Hunting Pressures. *Conservation Biology*, 15(3), 617–623.
- Root, R. B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37(4), 317–350.
- Rosenstock, S. S., & Van Riper III, C. (2001). Breeding bird responses to juniper woodland expansion. *Journal of Range Management*, 54(May), 226–232.  
<https://doi.org/10.2307/4003238>
- Rueda, M., Hawkins, B. A., Morales-Castilla, I., Vidanes, R. M., Ferrero, M., & Rodríguez, M. Á. (2013). Does fragmentation increase extinction thresholds? A European-wide test with seven forest birds. *Global Ecology and Biogeography*, 22(12), 1282–1292.
- Saab, V. (1999). Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications*, 9(1), 135–151.  
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0135:IOSSTH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0135:IOSSTH]2.0.CO;2)
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... Kinzig, A. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774.
- Salaman, P. G. W., & Stiles, F. G. (2002). New and noteworthy bird records from the east slope of the Andes of Colombia. *Caldasia*, 24(1), 157–189.
- Sampson, F. B. (1980). Island Biogeography and the Conservation of Prairie Birds. In *Proceedings of the Seventh North American Prairie Conference*, 7, 293–299.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1), 18–32.
- Schemske, D. W., & Brokaw, N. (1981). Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. *Ecology*, 62(4), 938–945.
- Schmiegelow, F. K. A., Machtans, C. S., & Hannon, S. J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78(6), 1914–1932. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1914:ABBRTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1914:ABBRTF]2.0.CO;2)
- Schulze, C. H., Waltert, M., Kessler, P. J. A., Pitopang, R., Veddeler, D., Mühlenberg, M., ... Tschardtke, T. (2004). Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14(5), 1321–1333.
- Schweiger, O., Maelfait, J.-P., Wingerden, W. van, Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., ... Bailey, D. (2005). Quantifying the impact of environmental factors on

- arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1129–1139.
- Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(8), 464–471.
- Shahabuddin, G., & Terborgh, J. W. (1999). Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. *Journal of Tropical Ecology*, 15(6), 703–722.
- Sigel, B. J., Sherry, T. W., & Young, B. E. (2006). Avian community response to lowland tropical rainforest isolation: 40 years of change at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Conservation Biology*, 20(1), 111–121.
- Siriwardena, G. M., Cooke, I. R., & Sutherland, W. J. (2012). Landscape, cropping and field boundary influences on bird abundance. *Ecography*, 35(2), 162–173.  
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06839.x>
- Siriwardena, G. M., Crick, H. Q. P., Baillic, S. R., & Wilson, J. D. (2000). Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography*, 23(6), 702–719.
- Sisk, T. D., Haddad, N. M., & Ehrlich, P. R. (1997). Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. ecological application. *Ecological Applications*, 7(4), 1170–1180. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1170:BAIPWM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1170:BAIPWM]2.0.CO;2)
- Smit, R., Bokdam, J., Den Ouden, J., Olf, H., Schot-Opschoor, H., & Schrijvers, M. (2001). Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecology*, 155(1), 119–127.
- Smith, A. C., Fahrig, L., & Francis, C. M. (2011). Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, 34(1), 103–113. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06201.x>
- Somarriba Chávez, E. (1990). ¿ Que es agroforestería?
- Soriano, P. J. (2000). Functional structure of bat communities in tropical rainforests and Andean cloud forests.
- Stiles, F. G., & Rosseli, L. (1998). Inventario de las aves de un bosque alto andino Comparacion de dos metodos. *Caldasia*, 20(1), 29–43.
- Stiles, F. G., & Rosselli, L. (1998). Inventario de las aves de un bosque altoandino: comparación de dos métodos. *Caldasia*, 29–43.

- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., De Snoo, G. R., & Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4), 337–365.
- Stouffer, P. C., & Bierregaard, R. O. (1995). Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76(8), 2429–2445.
- Stratford, J. A., & Stouffer, P. C. (2013). Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. *Journal of Field Ornithology*, 84(1), 1–12.
- Sweeney, O. F. M., Wilson, M. W., Irwin, S., Kelly, T. C., & O'Halloran, J. (2010). Are bird density, species richness and community structure similar between native woodlands and non-native plantations in an area with a generalist bird fauna? *Biodiversity and Conservation*, 19(8), 2329–2342.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571–573.
- Terborgh, J. (1985). Habitat selection in Amazonian birds. *Habitat Selection in Birds*, 311–338.
- Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker, T. A., Munn, C. A., & Pierpont, N. (1990). Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*, 60(2), 213–238.
- Terborgh, J., & Winter, B. (1983). A method for siting parks and reserves with special reference to Columbia and Ecuador. *Biological Conservation*, 27(1), 45–58.
- Thiollay, J.-M. (1990). Comparative diversity of temperate and tropical forest bird communities: the influence of habitat heterogeneity. *Acta Oecologica*, 11(6), 887–911.
- Thorstrom, R., Rene de Roland, L. A., & Watson, R. T. (2003). Falconiformes and Strigiformes: ecology and status of raptors. *The Natural History of Madagascar*, 1080–1085.
- Thrupp, L. A. (2000). Linking agricultural biodiversity and food security: the valuable role of agrobiodiversity for sustainable agriculture. *International Affairs*, 76(2), 283–297.
- Thrupp, L. A. N. N. (2010). Linking Agricultural Biodiversity and Food Security: The Valuable Role of Sustainable Agriculture on JSTOR, 76(2), 265–281. Retrieved from [http://www.jstor.org/stable/2626366?seq=1#page\\_scan\\_tab\\_contents](http://www.jstor.org/stable/2626366?seq=1#page_scan_tab_contents)

- Thuiller, W. (2007). Biodiversity: climate change and the ecologist. *Nature*, 448(7153), 550.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19.
- Torrijos, R., Beltran, Y., & Eslava, F. (2017). Nueva ganadería del Caquetá en cifras 2016. *Editorial Comité Departamental de Ganaderos Del Caquetá. Florencia-Caquetá. Colombia. 40p.[Links]*.
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L., & Merriam, G. (1999a). Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 9(2), 586–593.
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L., & Merriam, G. (1999b). Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. *Ecological Applications*, 9(2), 586–593.
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C. H., Dietsch, T. V., Sodhi, N. S., Hoehn, P., & Tylianakis, J. M. (2008). Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, 89(4), 944–951.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., ... Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87(3), 661–685.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice* (Vol. 401). Springer.
- Valencia, A. V., & Cruz-Trujillo, E. J. (2010). Aves de los humedales de la región noroccidental de la Amazonía colombiana. *Amazonía Y Agua: Desarrollo Sostenible En El Siglo XXI*, 97.
- Van Houtan, K. S., Pimm, S. L., Bierregaard Jr, R. O., Lovejoy, T. E., & Stouffer, P. C. (2006). Local extinctions in flocking birds in Amazonian forest fragments. *Evolutionary Ecology Research*, 8(1), 129–148.
- Vanbergen, A. J., Woodcock, B. A., Watt, A. D., & Niemelä, J. (2005). Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography*, 28(1), 3–16.
- Velásquez-Valencia, A. (2009). Estructura de la comunidad de aves en sistemas de producción del piedemonte amazónico. *Florencia: Facultad de Ciencias Naturales Y*

*Exactas, Universidad Nacional de Colombia.*

- Velásquez-Valencia, A., Ricaurte, L. F., Lara, F., Cruz, E. J., Tenorio, G. A., & Correa, M. (2005a). Lista anotada de las aves de los humedales de la parte alta del Departamento de Caqueta. *Memorias: Manejo de Fauna Silvestre En Amazonia Y Latinoamerica*, 320–329.
- Velásquez-Valencia, A., Ricaurte, L. F., Lara, F., Cruz, E. J., Tenorio, G. A., & Correa, M. (2005b). Lista anotada de las aves de los humedales de la parte alta del departamento de Caquetá. In *Publicación memorias extensivas V Congreso Internacional de Fauna Silvestre. Quitos, Perú.*
- Velasquez Valencia, A. (2009). *Estructura de la comunidad de aves en sistemas de producción del piedemonte amazónico Informe final. Universidad Nacional de Colombia.*
- Vetter, D., Hansbauer, M. M., Végvári, Z., & Storch, I. (2011). Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: A quantitative review. *Ecography*, 34(1), 1–8. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06453.x>
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647–664.
- Vreugdenhil, D., Meerman, J., Meyrat, A., Gómez, L. D., & Graham, D. J. (2002). *Map of the ecosystems of Central America; final report.* World Bank, Washington, DC (EUA).
- Wang, Y., Xu, J., Chen, J., Wu, B., & Lu, Q. (2014). Influence of the habitat change for birds on community structure. *Acta Ecologica Sinica*, 34(1), 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2013.09.003>
- Weibull, A., Bengtsson, J., & Nohlgren, E. (2000). Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23(6), 743–750.
- Westphal, M. I., Field, S. A., & Possingham, H. P. (2007). Optimizing landscape configuration: A case study of woodland birds in the Mount Lofty Ranges, South Australia. *Landscape and Urban Planning*, 81(1–2), 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.10.015>
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by

- birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 25–60.
- Wiens, J. A., & Milne, B. T. (1989). Scaling of “landscapes” in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle’s perspective. *Landscape Ecology*, 3(2), 87–96.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Horne, B. Van, & Ims, R. A. (1993). Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos*, 66(3), 369. <https://doi.org/10.2307/3544931>
- Willis, E. O. (1979). The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos*.
- Wilson, S., Mitchell, G. W., Pasher, J., McGovern, M., Hudson, M. A. R., & Fahrig, L. (2017). Influence of crop type, heterogeneity and woody structure on avian biodiversity in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 83(June), 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.059>
- Yamamura, Y., Andrew Royle, J., Kuboi, K., Tada, T., Ikeno, S., & Makino, S. (2011). Modelling community dynamics based on species-level abundance models from detection/nondetection data. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 67–75.