



**UNIVERSIDAD DEL AZUAY
FACULTAD DE CIENCIA Y TECNOLOGIA
ESCUELA DE BIOLOGIA, ECOLOGÍA Y GESTION**

**VARIACIÓN EN BANDADAS MIXTAS DE AVES EN UN
PAISAJE ALTOANDINO DEL SUR DEL ECUADOR.**

Trabajo de graduación previo a la obtención del título de:
BIOLOGA CON MENCIÓN EN ECOLOGIA Y GESTION

Autora:

Bernarda Elizabeth Vásquez Ávila

Director:

Boris Adrián Tinoco Molina

CUENCA-ECUADOR

2019

DEDICATORIA

A mi madre por ser mi mayor modelo a seguir, por demostrarme que nada te puede vencer y que siempre se puede seguir hacia adelante.

A mi padre que a pesar de todo siempre ha estado presente.

A mi familia que siempre me ha apoyado en todo y que sin ellos las cosas serían menos lindas y divertidas.

A los amigos y amigas que siempre me han apoyado y con los cuales disfrute esta etapa de mi vida como se debe.

A ti.

AGRADECIMIENTOS

A Boris Tinoco por el apoyo, la confianza y todo el aprendizaje impartido durante este proceso.

A Michelle Armijos por haber compartido a mi lado todo el proceso de toma de datos en el campo.

A Antonio Crespo, David Siddons y Sebastián Padrón por sus consejos y comentarios que han sido de gran ayuda.

Al equipo de trabajo del laboratorio igualmente por sus comentarios y ayuda.

A ETAPA y los guardaparques por su colaboración para realizar la investigación.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
ÍNDICE DE CONTENIDOS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	v
ÍNDICE DE ANEXOS.....	vi
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
INTRODUCCIÓN	9
CAPÍTULO 1 METODOLOGÍA.....	13
1.1 Área de estudio.	13
1.2 Diseño experimental	15
1.3 Métodos.....	16
1.4 Análisis estadísticos	18
CAPÍTULO 2 RESULTADOS	20
2.1 Composición y estructura de las bandadas mixtas de aves	20
2.2 Estructura de las redes de interacción de las bandadas mixtas de aves.	22
CAPÍTULO 3 DISCUSIONES	24
BIBLIOGRAFÍA	27
ANEXOS.....	32

ÍNDICE DE FIGURAS

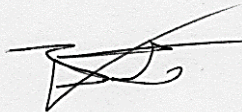
Figura 1: Área de estudio: Ubicación de las zonas donde se realizó la toma de datos.	15
Figura 2: Mapa de la ubicación de los transectos en los sitios de muestreo.	16
Figura 3: Abundancia media del número de individuos encontrados en bandadas mixtas en cada tipo de vegetación en ecosistemas montanos de la provincia del Azuay.	21
Figura 4: Diagrama de ordenación de escalamiento no multidimensional basado en la composición y abundancia de aves en bandadas en cada tipo de vegetación en ecosistemas montanos de la provincia del Azuay.....	21
Figura 5: Media de las métricas de las especies en las bandadas mixtas: a) número de interacciones interespecíficas (grado) y (b) frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre cada tipo de vegetación en ecosistemas montanos de la provincia del Azuay.	22
Figura 6: Media del coeficiente de agrupamiento local de las especies en las bandadas mixtas entre cada tipo de vegetación en ecosistemas montanos de la provincia del Azuay.	23

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Tabla con la abundancia de especies observadas en bandadas mixtas de aves en las tres localidades muestreadas. **Número de veces observado en bandada.	32
Anexo 2: Curvas de rarefacción en cada transecto, donde se muestra la riqueza de especies del matorral según las rondas.	34
Anexo 3: Curvas de rarefacción en cada transecto, donde se muestra la riqueza de especies del bosque nativo según las rondas.	34
Anexo 4: Curvas de rarefacción en cada transecto, donde se muestra la riqueza de especies de la cerca viva según las rondas.	35
Anexo 5: Comparación de las interacciones interespecíficas (grado) y de la frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre los transectos del matorral.	36
Anexo 6: Comparación de las interacciones interespecíficas (grado) y de la frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre los transectos del bosque nativo.....	37
Anexo 7: Comparación de las interacciones interespecíficas (grado) y de la frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre los transectos de la cerca viva.....	38

RESUMEN

Las interacciones en las bandadas de aves pueden afectar el funcionamiento del ecosistema. La modificación del hábitat por actividades antropogénicas afecta la estructura de las bandadas y también la estabilidad de las redes de interacciones. Se analizó la estructura y redes de interacción de las bandadas entre tres tipos de vegetación. Los resultados indican que la abundancia de individuos en las bandadas es diferente para cada tipo de vegetación, pero la riqueza y composición no lo es. Las redes de interacción del bosque nativo tienen más significancia en las métricas de centralidad. Aquí se muestra la necesidad de explicar parámetros como estabilidad de las redes de interacción de las bandadas mixtas de aves para entender los efectos del disturbio.

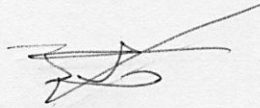


PhD. Boris Tinoco

Director de Tesis

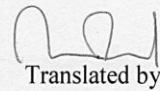
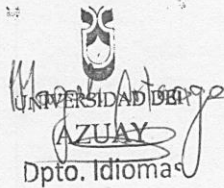
ABSTRACT

Interactions in flocks of birds can affect the ecosystem functioning. The modification of the habitat by anthropogenic activities affects the structure of the flocks and also the stability of interaction networks. The structure and interaction networks of the flocks between three vegetation types were analyzed. The results indicate that the abundance of individuals in the flocks is different for each type of vegetation, but the richness and composition are not. The interaction networks of the native forest have more significance in centrality metrics. The need to explain parameters such as stability of the interaction networks of mixed flocks of birds to understand the effects of the disturbance is shown.



PhD. Boris Tinoco

Thesis Director



Translated by

Ing. Paúl Arpi

Vásquez Ávila Bernarda Elizabeth

Trabajo de Titulación

Tinoco Molina Boris Adrián, PhD

2019

VARIACION EN BANDADAS MIXTAS DE AVES EN UN PAISAJE ALTOANDINO DEL SUR DEL ECUADOR.

INTRODUCCIÓN

Las interacciones entre especies, como las bandadas de aves, a menudo se ignoran pero, sin embargo, pueden afectar la transferencia de energía en las redes alimenticias y el funcionamiento de un ecosistema (Traill et al., 2010). El entender como las interacciones bióticas influyen en los organismos es primordial para la ecología y biogeografía, además es importante porque permite predecir la distribución de las especies y la estructura de comunidades (Krause & Ruxton, 2002; Araújo & Luoto, 2007; Wisz et al., 2013). Entre las varias formas de interacciones (competencia, predación, parasitismo, mutualismo, facilitación), las interacciones negativas como la predación o competencia han recibido mucha atención (Jankowski et al., 2012); sin embargo, varios estudios han demostrado que las interacciones positivas como la facilitación o el mutualismo pueden influir en la estructura de las comunidades (Bertness & Callaway, 1994). Dentro de estas interacciones positivas tenemos a las bandadas mixtas de aves.

Las bandadas mixtas de aves son agrupaciones de individuos, parejas o grupos de dos o más especies que se desplazan y alimentan en grupo, en donde los miembros de las bandadas desarrollan diferentes comportamientos sociales y roles dentro de la misma (ej. Hay individuos que se encargan de vigilar y alertar la presencia de posibles depredadores)

(Munn & Terborgh, 1979; Hutto, 1994; Gram, 1998; Hino, 2000). Existen varias hipótesis sobre los motivos por los cuales se forman las bandadas, las más aceptadas son dos: a) el agrupamiento de diferentes especies permitiría mejorar la eficiencia de forrajeo cuando el alimento es escaso o difícil de encontrar, y b) cuantos más individuos haya disminuye la probabilidad de ser depredado (Sridhar et al., 2009).

En los bosques neotropicales las bandadas mixtas son un componente importante de la estructura de las comunidades de aves (Latta & Wunderle, 1996; Lee et al., 2005). Por ejemplo, en la Amazonía las bandadas pueden tener hasta 20 especies permanentemente asociadas a las bandas mixtas y que no se observan fuera de estas asociaciones (Powel, 1985; Jullien & Thiollay, 1998). Por lo tanto, la formación de las bandadas mixtas es vital para ciertas especies que pueden obtener beneficios de las bandadas. Sin embargo, este tipo de interacciones se pueden ver afectadas por la alteración del hábitat ocasionando cambios en la estructura e interacciones dentro de las bandadas (Tylianakis et al., 2007).

Varios estudios han demostrado que las aves que forman bandadas mixtas son vulnerables a la alteración del hábitat en el Neotrópico (Sodhi et al., 2004; Knowlton & Graham, 2011; Mokross et al., 2014), como en los bosques andinos (Arbeláez-Cortés et al., 2011; Colorado & Rodewald, 2015). Estudios realizados en los Andes de Perú, Colombia y Ecuador han demostrado como la modificación del hábitat por actividades antropogénicas afecta la estructura de las bandadas mixtas de aves, por medio de cambios en la riqueza de especies y la frecuencia de las interacciones (Knowlton & Graham, 2011; Mokross et al., 2014; Colorado & Rodewald, 2015; Goodale et al., 2015). Además, la pérdida de miembros importantes de la bandada, como resultado de alteraciones antropogénicas, puede reducir el fitness de otras especies (Wey et al. 2008; Goodale et al., 2015).

La teoría de redes ofrece un marco conceptual ideal para comprender la complejidad estructural de los sistemas biológicos y su estabilidad, ya que proporciona métricas para cuantificar e interpretar las interacciones a nivel de individuos o especies y analizar las propiedades del sistema dentro del contexto de comunidad (Bascompte et al., 2006; Mokross et al., 2014). Las interacciones se las puede estudiar por medio de los análisis de redes de interacción, en la cual las especies (en teoría de redes llamadas nodos) están asociadas por medio de enlaces o interacciones (llamados bordes) que describen asociaciones. Las redes consisten en nodos conectados por bordes. En las redes los nodos son entidades (individuos o grupos) y los bordes representan la forma en que dos nodos se relacionan entre sí, y se pueden usar para describir la frecuencia con la que se asocian o interactúan, o para describir matemáticamente otras relaciones (Wey et al., 2008; Farine & Whitehead, 2015).

Los análisis de redes de interacción se han convertido en una herramienta poderosa para cuantificar cómo las interacciones ecológicas se pueden ver afectadas por la modificación del hábitat (Dunne et al., 2002; Farine et al., 2012; Mokross et al., 2014). Por ejemplo, dentro de la teoría de redes existen diferentes métricas que permiten medir la estabilidad de las redes de interacción frente al disturbio de hábitat (Mokross et al., 2014), al analizar los nodos y bordes que pueden existir entre diferentes redes de interacción. La mayoría de las métricas están basadas en los nodos, pero también hay otras que analizan las propiedades globales de la red. En redes animales, las métricas más comunes a nivel de nodo se basan en medidas de centralidad, como el grado y el grado ponderado e intermediación, a nivel de red existen métricas como la densidad y asortatividad, además

hay métricas intermedias como el coeficiente de agrupamiento (Wey et al., 2008; Farine & Whitehead, 2015).

El fin de esta investigación fue conocer como la composición, estructura y la estabilidad de las redes de interacción en bandadas mixtas de aves cambia en respuesta a un nivel de disturbio en un paisaje altoandino dentro del Parque Nacional Cajas. Para esto se valoró la abundancia e identidad de las especies que forman las bandadas mixtas y la estabilidad de las redes de interacción entre diferentes tipos de vegetación. Con los datos obtenidos se evaluó si existe o no cambios en las bandadas mixtas entre los diferentes tipos de vegetación, que puedan influir en la supervivencia y la persistencia de las aves, considerando la amenaza por la degradación del hábitat y el cambio climático a la que se enfrenta el bosque de alta montaña de los Andes Ecuatorianos.

CAPÍTULO 1

METODOLOGÍA

1.1 Área de estudio.

El estudio se desarrolló en la Cordillera Occidental de los Andes, en la Meseta del Cajas, delimitado al Norte por el Río Cañar y al sur por el Río Jubones (Avila & Erazo, 2011), dentro del bosque protector de Mazán, bosque de Llaviuco y una zona ganadera en la parroquia de Sayausí, al borde del Parque Nacional Cajas (PNC) (Fig1).

Mazán: El bosque protector de Mazán es un valle cerrado en forma de “U”, que se encuentra ubicado a 7km al oeste de la ciudad de Cuenca, en las parroquias de Sayausí y San Joaquín. Entre 1976 y 1983, el bosque fue sometido a una fuerte explotación maderera y ganadera (Chacon, 2016). Desde los años 80 se da un proceso de conservación y es declarada como área restringida, con fines de investigación y regeneración natural (ETAPA EP, 2018). Tiene una altitud que va desde los 3000 hasta los 4562msnm. Pertenece a la cuenca hidrográfica del Río Mazán, el mismo que nace de una cadena lacustre de origen glacial (Chacon, 2016). Ha sido definido como Bosque Siempreverde Montano Alto (Sierra, 1999). Tiene un área de 2640 ha, en donde se encuentra bosque nativo andino, bosque secundario y en las partes altas pastos y pajonales (Minga, 2000). La temperatura va entre los 10°C y los 20°C, la precipitación anual media es de 1000mm. A pesar de que el bosque de Mazán cubre el 19% de la reserva (500ha), es considerado uno de los sectores más importantes para la protección de recursos hídricos y de suelo, así como conservación de flora y fauna, por ser un refugio importante de especies amenazadas, endémicas y claves para la conservación (ETAPA EP, 2018).

Llaviuco: El bosque de Llaviuco, al igual que Mazán es un valle en forma de “U”, se encuentra ubicado a 15km al Noroeste de Cuenca. Al igual que Mazán, Llaviuco ha sido alterado por actividades antrópicas especialmente en el área agropecuaria (Rodas et al., 2005), debido a esto se han formado zonas de pastizales y matorrales, que en la actualidad se encuentra en estado de recuperación, pero en la actualidad hay actividades turísticas, así como la presencia de llamas y caballos. Tiene una altitud de 3160 msnm, con una temperatura entre los -2°C y 18°C (Avila & Erazo, 2011). El valle se encuentra dentro de la microcuenca del río Taitacucho (Chacon, 2016). Se encuentra clasificado como Bosque Siempreverde Montano Alto (MAE, 2012). Está conformado por paramo de pajonal, bosque primario y secundario, matorral y pastizal, estos hábitats albergan una gran diversidad de fauna (ETAPA EP, 2018) y es considerado un sitio de importancia para la conservación de aves (ETAPA EP, 2018).

Sayausí: La zona de borde del PNC está ubicada al Noroeste de la ciudad de Cuenca, a 9km en la parroquia de San Pedro de Sayausí. La parroquia limita con el área urbana de la ciudad y una parte de su territorio es parte del PNC. El cambio de uso de suelo se ha visto influenciado por el avance de la frontera agrícola con los cultivos de pasto, esto ha provocado pérdida de bosques, vegetación arbustiva y herbácea (GPS, 2015), es por esto que en la zona se encuentran cercas vivas que sirven de límite entre las zonas ganaderas. Tiene una altitud que va desde los 2894 hasta los 4700 msnm, con una temperatura que va desde 1°C a 15°C y una precipitación promedio anual desde los 950mm hasta los 1350mm (Úrgiles, 2014; GPS, 2015). La parroquia está conformada por paramos, bosques, matorrales, además, la zona tiene actividades agropecuarias por lo que es común encontrar cultivos de pasto y ganado vacuno (Úrgiles, 2014; GPS, 2015).

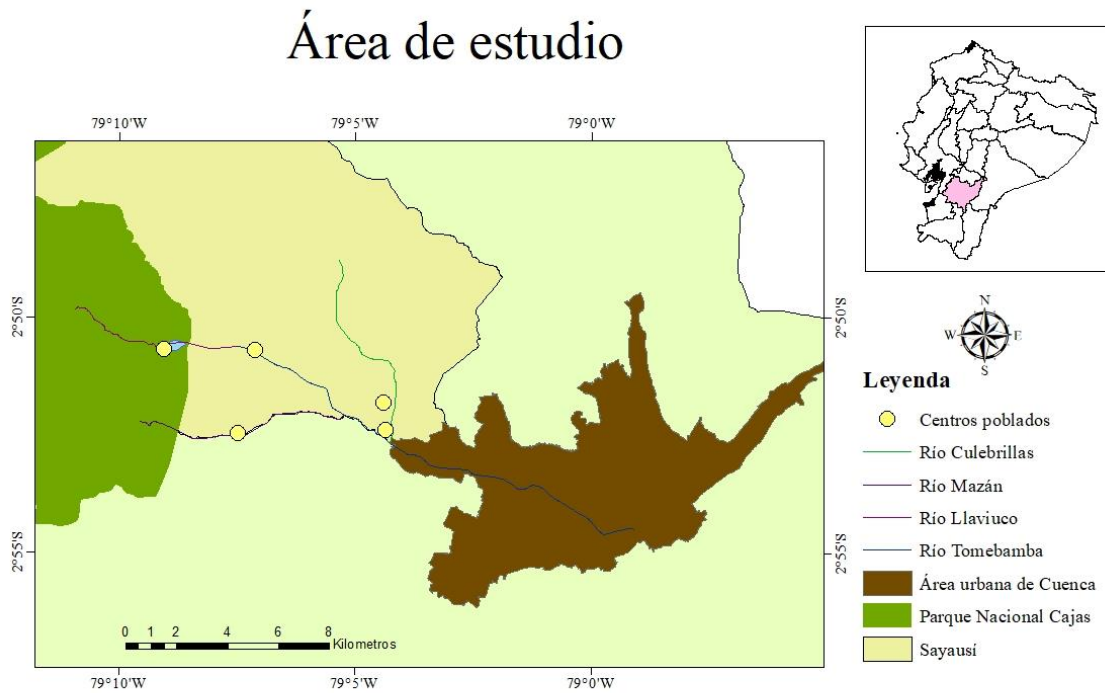


Figura 1: Área de estudio: Ubicación de las zonas donde se realizó la toma de datos.

1.2 Diseño experimental

Puntos de muestreo y transectos

El estudio se realizó en tres valles, que presentan un tipo de vegetación principal: bosque nativo (Mazán), matorral (Llaviuco) y cercas vivas (Sayausí) (Fig2). En cada zona se definieron cuatro transectos de 500m, cada uno separado una distancia de 250m para evitar solapamiento entre las bandadas mixtas (Fig2). Además, en cada transecto se hicieron seis puntos de conteo de aves, los cuales estaban separados por 100m.

La toma de datos se realizó de junio 2018 a octubre 2018. En estos meses, en Mazán y Llaviuco, se realizaron salidas de campo de tres días a la semana durante cinco meses, para obtener un total de cinco rondas (salidas) por sitio y las observaciones de las bandadas se realizaron de 6:00am a 10:00am y de 16:00pm a 18:00pm, para tener un total

de 90 horas de observación por sitio. En Sayausí se hicieron salidas de campo de cuatro días a la semana y las observaciones se realizaron de 6:00am a 11:00am, para tener un total de 100 horas de observación.

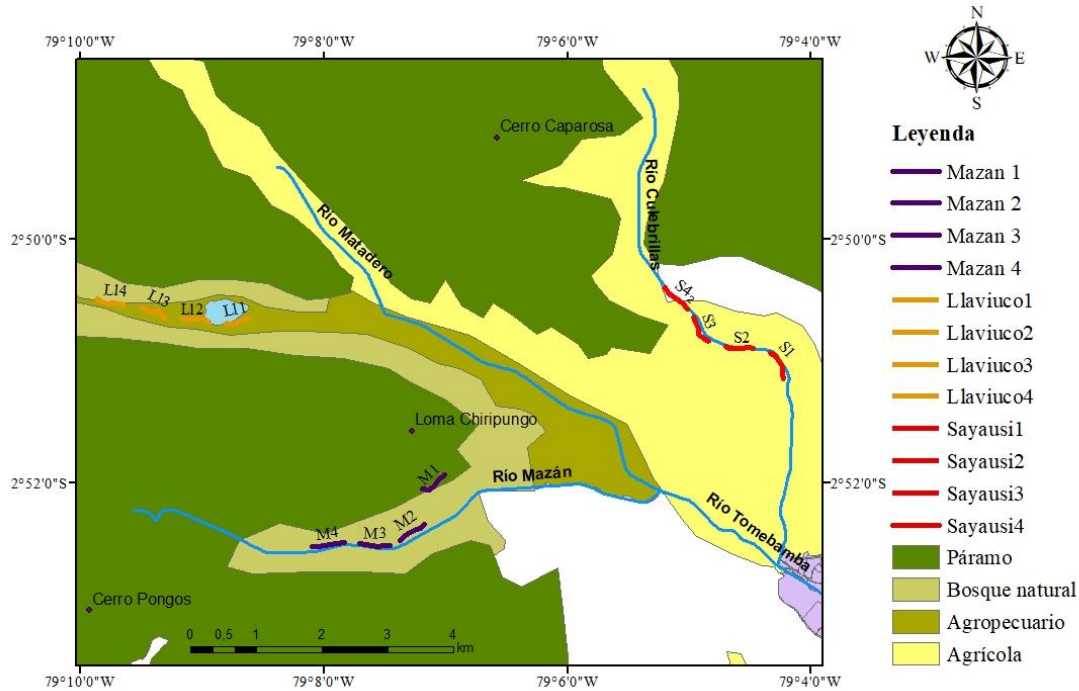


Figura 2: Mapa de la ubicación de los transectos en los sitios de muestreo.

1.3 Métodos

Composición y estructura de las bandadas mixtas de aves

En cada punto de conteo se realizaron paradas durante tres a cinco minutos para poder detectar una bandada (Ralph et al., 1996). Si se detectaba una bandada visualmente, a esta se la observó y de ser posible se la siguió por 15 minutos, para asegurar el registro de todos los individuos presentes y para minimizar la posibilidad de que algunos individuos abandonen la bandada (Latta & Wunderle, 1996). Si se detectaba una bandada auditivamente, se estableció un radio límite de 20 metros para poder registrar a las aves escuchadas. Entre las separaciones de los puntos de conteo se caminó a paso constante

tratando de identificar una bandada y en caso de hacerlo, igualmente se las escuchó, observó o siguió por 15 minutos. Para cada bandada encontrada se identificó y registró todas las especies y número de individuos presentes por especie (Ralph et al., 1996).

Estructura de las redes de interacción de las bandadas mixtas de aves

Se construyeron redes de interacciones basadas en las coocurrencias de las especies para cada transecto en cada ronda, de los tres sitios de muestreo. Con estos datos se construyeron cuatro redes de interacciones ponderadas y simétricas, para cada sitio. En una red ponderada, los bordes reflejan la fuerza de las relaciones (Wey et al., 2008; Farine & Whitehead, 2015). Para construir la red ponderada se usó la frecuencia de coocurrencia de especies en bandadas en un transecto para definir la fuerza de la asociación.

La estructura de datos fundamental en el análisis de red social animal es la matriz de asociación o adyacencia. Esta es una matriz $N \times N$, donde N es el número de especies en el estudio, y cada celda contiene el valor de un borde en la red que representa asociaciones o interacciones (Farine & Whitehead, 2015). En la matriz se leen las filas como los "emisores" que interactúan con los "receptores" en las columnas, de modo que la presencia / peso del borde entre el individuo A y el individuo C es el mismo en la primera fila y tercera columna. Si la red no está dirigida, entonces la matriz será simétrica (el borde A a C es igual al borde C a A) (Mokross et al., 2014).

Un método que se usa con frecuencia para capturar asociaciones es el "gambito del grupo" (Franks et al., 2010). El gambito del grupo define a todos los individuos de un grupo de animales observados en un momento dado como asociados. Los supuestos fundamentales son que las interacciones tienen lugar dentro de los grupos y que se producen a un ritmo

similar entre todos los animales cuando se agrupan (Whitehead & Dufault, 1999). Este método es especialmente útil cuando los grupos de animales se pueden observar fácilmente y la pertenencia al grupo cambia con el tiempo (Silk et al., 2015). Se usó este método para asumir que existieron interacciones entre todos los individuos que formaron las bandadas mixtas, ya que no se pudieron observar todas las interacciones al mismo tiempo.

1.4 Análisis estadísticos

Composición y estructura de las bandadas mixtas de aves:

Antes de realizar los análisis estadísticos se agruparon los datos de cada transecto y también se comprobó que los datos sean normales con el test Shapiro-Wilk. Para calcular la riqueza de especies de las bandadas mixtas en cada transecto por tipo de vegetación, se agruparon los datos de las bandadas por transecto, y se usaron curvas de rarefacción. Para determinar si la riqueza de especies y la abundancia de individuos estaban influenciados por el tipo de vegetación, se utilizó un modelo lineal generalizado (GLM) con un término de error de Poisson y una función de enlace log-lineal (McCullagh & Nelder, 1989).

Para explorar y graficar en el espacio cómo la composición de las bandadas mixtas varía por tipo de vegetación se utilizó una escala multidimensional no métrica (NMS) y la distancia de Sorensen como la medida de disimilitud (McCune & Grace, 2002); esto se realizó con el paquete vegan (Oksanen et al., 2016).

Estructura de las redes de interacción de las bandadas mixtas de aves:

Las métricas de red son medidas estadísticas que se utilizan para caracterizar las propiedades de individuos o especies (nodos) (Newman, 2010; Mokross et al., 2014; Farine & Whitehead, 2015). Las métricas aplicadas en este estudio se utilizaron porque

son las más relevantes en los análisis de redes y porque brindan información importante y con una interpretación simple para poder analizar las redes de interacciones.

Para las especies se calcularon medidas de centralidad como:

Grado: es el número de bordes (co-ocurrencias) que una especie (nodo) mantiene con otras especies en una bandada (es decir, conectividad de especies).

Grado ponderado: es la versión cuantitativa del grado.

Coefficiente de agrupamiento local: trata con la probabilidad de que dos nodos que están conectados a un nodo común estén conectados ellos mismos (Wasserman & Faust, 1994; Shizuka, 2016). Describe cuán densamente (o escasa) está la red agrupada alrededor del individuo focal (Wey et al., 2008).

Para calcular los niveles métricos de los nodos se usaron los paquetes Igraph (Gabor & Nepusz, 2006) y Asnipe (Farine, 2018) que calculan casi todos los algoritmos comunes de las redes y las redes se visualizaran usando el paquete network. Para comparar las métricas entre cada tipo de vegetación se usaron modelos lineales (Rencher & Schaalje, 2007) para los análisis de los datos con distribución normal y los modelos generalizados lineales (GLM) con distribución de Poisson, para los análisis de los datos con distribución no normal.

Todos los análisis de composición, estructura y estabilidad de las redes de interacción fueron realizados en el programa R (R Development Core Team, 2011).

CAPÍTULO 2

RESULTADOS

2.1 Composición y estructura de las bandadas mixtas de aves

En el bosque nativo se registraron 126 bandadas, 34 especies, con un promedio de 10 individuos y 5 especies por bandada; en los matorrales 116 bandadas, 37 especies, con un promedio de 9 individuos y 5 especies por bandada; en las cercas vivas se registraron 114 bandadas, 28 especies, con un promedio de 11 individuos y 5 especies por bandada.

Las especies con mayor abundancia en los tres tipos de vegetación fueron *Myioborus melanocephalus*, *Hemispingus superciliaris* y *Diglossopsis cyanea* (Anexo1). Al realizar las curvas de rarefacción se observó que la riqueza de las especies en cada tipo de vegetación aumentaba según la ronda, pero tiende a estabilizarse con el incremento en el esfuerzo de muestreo (Anexo2, 3, 4).

El modelo lineal generalizado (GLM) demostró que la abundancia de los individuos en las bandadas mixtas por tipo de vegetación es diferente ($R^2=28.99$, $df= 3$, $p<0,005$), en donde se observó que las bandadas mixtas encontradas en la cerca viva tienen mayor abundancia de individuos (Fig. 3); sin embargo, la riqueza de especies en las bandadas mixtas fue similar entre los tipos de vegetación ($R^2 =0.36$, $df= 3$, $p>0,005$).

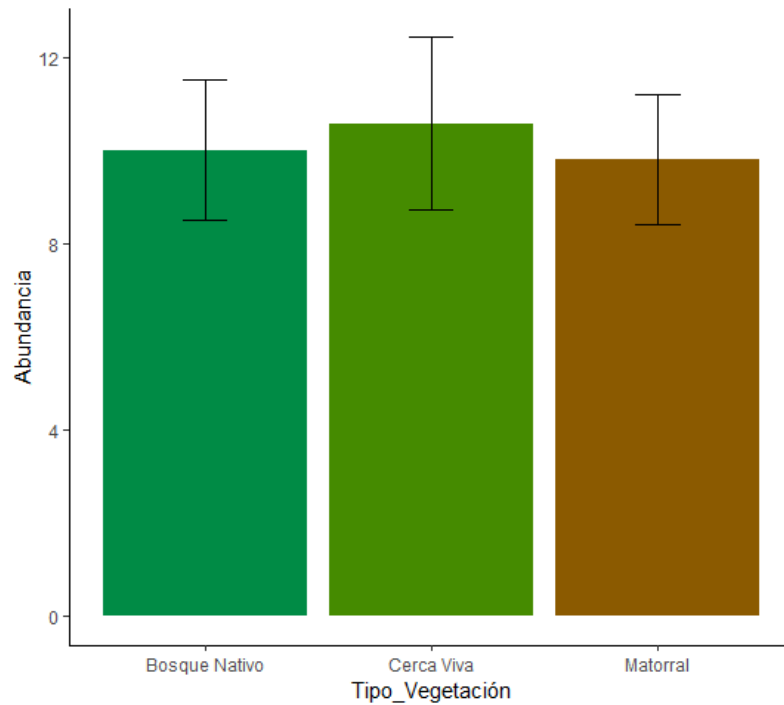


Figura 3: Abundancia media del número de individuos encontrados en bandadas mixtas en cada tipo de vegetación en ecosistemas montaños de la provincia del Azuay.

El análisis del NMS demostrando que no existe diferencia en la composición de las especies en las bandadas mixtas por tipo de vegetación (Fig. 4).

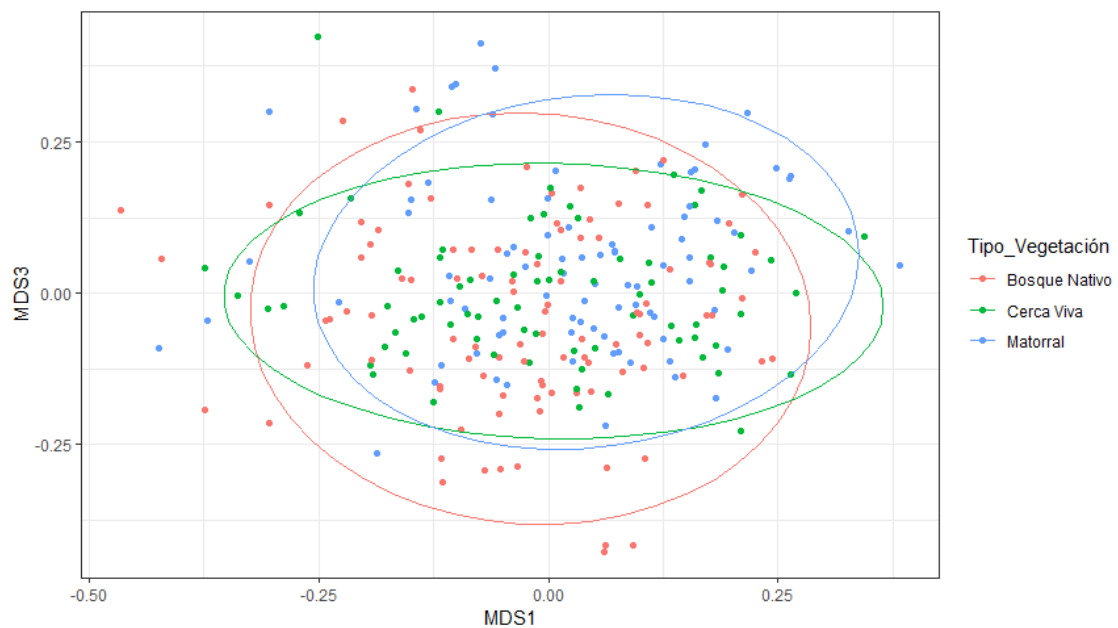


Figura 4: Diagrama de ordenación de escalamiento no multidimensional basado en la composición y abundancia de aves en bandadas en cada tipo de vegetación en ecosistemas montaños de la provincia del Azuay.

2.2 Estructura de las redes de interacción de las bandadas mixtas de aves.

Al analizar los datos de las redes, a nivel de especie, se observó que existe una diferencia significativa en cuanto al grado ($R^2= 64.042$, $df= 3$, $p<0,005$)(Fig. 5a) y al grado ponderado ($R^2= 95.545$, $df= 2$, $p<0,005$)(Fig. 5b) entre los tres tipos de vegetación (Anexo3), en donde se observa que las especies registradas en las bandadas mixtas en el bosque nativo tienen un mayor grado y grado ponderado.

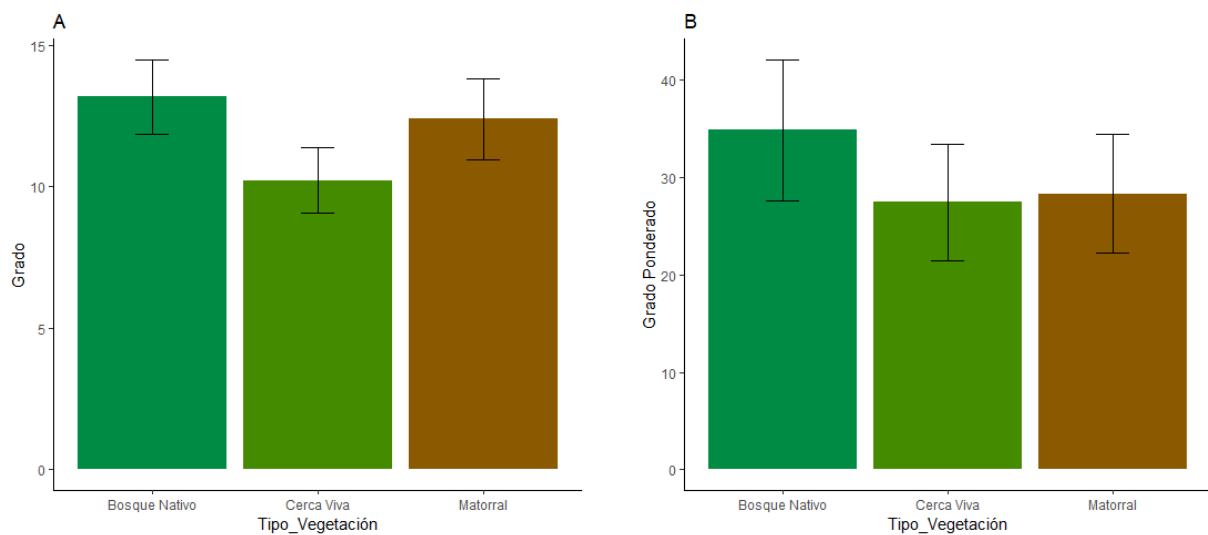


Figura 5: Media de las métricas de las especies en las bandadas mixtas: a) número de interacciones interespecíficas (grado) y (b) frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre cada tipo de vegetación en ecosistemas montaños de la provincia del Azuay.

En cuanto al coeficiente de agrupamiento local también se encontraron diferencias significativas entre los tipos de vegetación ($R^2= 51.183$, $df=2$, $p<0,005$), en donde se observó que los individuos que forman las bandadas mixtas en el bosque nativo tienen un mayor coeficiente de agrupamiento local (Fig. 6).

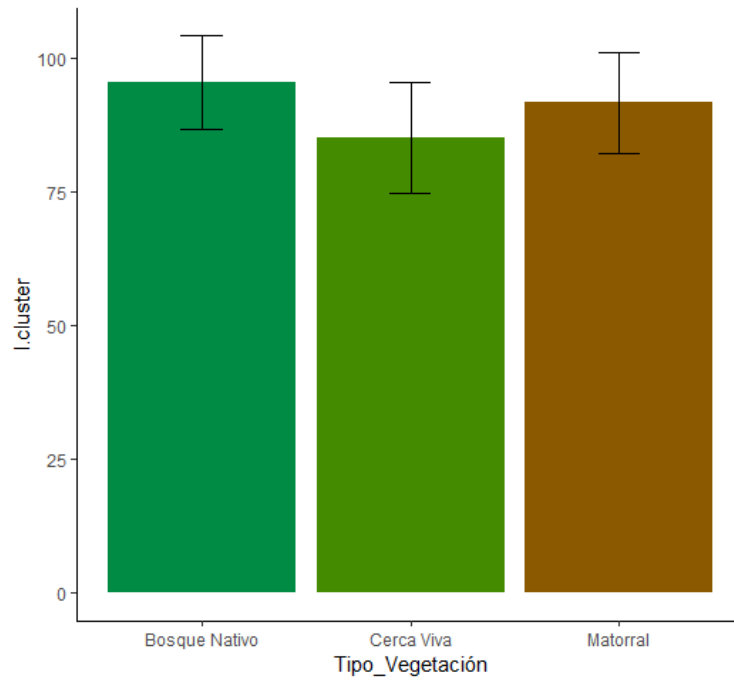


Figura 6: Media del coeficiente de agrupamiento local de las especies en las bandadas mixtas entre cada tipo de vegetación en ecosistemas montanos de la provincia del Azuay.

CAPÍTULO 3

DISCUSIONES

Esta investigación contribuye al entendimiento de la estructura y redes de interacción de las bandadas mixtas de aves entre tres tipos de vegetación en un paisaje altoandino del sur del Ecuador. Los resultados indican que la abundancia de individuos en las bandadas mixtas varía según el tipo de vegetación, sin embargo, la riqueza de especies que conforman las bandadas no lo hace. Así mismo, los resultados obtenidos de la composición de las bandadas mixtas no muestran diferencias entre los tipos de vegetación. En cuanto a las redes de interacción se encontró que si existen diferencias significativas entre los tres tipos de vegetación en cuanto al grado (número de interacciones), grado ponderado (frecuencia de interacciones) y coeficiente de agrupamiento local, siendo el bosque nativo el que muestra mayor variación para estas métricas. Esto podría indicar que las redes de interacción en el bosque nativo son más estables y que el disturbio presente en el matorral y la cerca viva estaría influyendo de forma negativa en la estabilidad de las redes de interacción en estos tipos de vegetación.

Varios estudios han demostrado que el tamaño y la riqueza de las bandadas mixtas pueden estar influenciado por el nivel de disturbio (Knowlton & Graham, 2011; Colorado & Rodewald, 2015; Goodale et al., 2015), en donde hábitats mejor conservados presentan bandadas mixtas con más individuos que hábitats menos conservados (Colorado & Rodewald, 2015) o con una cobertura vegetal más compleja (Knowlton & Graham, 2011). Sin embargo, nuestros resultados mostraron que las bandadas fueron más pequeñas en el bosque nativo. Una potencial explicación a la diferencia de nuestros resultados con los encontrados en otros estudios podría estar relacionado a diferencias en la presión por predación entre los distintos niveles de disturbio, pues en zonas con menos cobertura vegetal y con un dosel más abierto haría a los individuos de las bandadas más visibles

para los depredadores, lo que exigiría a los individuos a formar bandadas más grandes, para poder tener el beneficio de la distracción por varios individuos o muchos ojos observando (Roberts, 1996; Colorado, 2013).

La riqueza y composición de especies que forman bandadas generalmente disminuye con el disturbio (Maldonado-Coelho & Marini, 2000; Knowlton & Graham, 2011; Colorado & Rodewald, 2015a). Sin embargo en este estudio no se encontraron diferencias en la riqueza y en la composición de especies. Una posible explicación de este resultado contradictorio a otros estudios, puede estar relacionada a la antigüedad del disturbio en la zona de estudio, ya que el disturbio en la región es antiguo (White & Maldonado, 1991; Loughlin et al., 2018) y tal vez muchas de las especies que eran sensibles al disturbio ya no estén en estos lugares (Latta et al., 2011; Tinoco et al., n.d.).

Así mismo, estudios realizados por Mokross (2014) y Borah (2018) han demostrado que el disturbio puede cambiar la estabilidad de las bandadas mixtas. Estos estudios respaldan los resultados encontrados en esta investigación, en donde las métricas de la red como el grado, grado ponderado y el coeficiente de agrupación local están relacionados con la estabilidad y funcionalidad de las redes en el bosque nativo. Las redes serían menos estables en los paisajes disturbados (Jullien & Thiollay, 1998), como en el matorral y en la cerca viva donde hay menos interacciones, frecuencia de interacciones y agrupamiento. Estos resultados indicarían que si el disturbio aumenta, las bandadas mixtas podrían desintegrarse o colapsar (Lee et al., 2005), debido a que el disturbio estaría influyendo en la estabilidad de las redes de interacción. Esto daría como resultado la presencia de menos especies y en periodos más cortos formando las bandadas; además, si las redes de interacción no son estables tampoco lo sería el flujo de información sobre donde es mejor alimentarse o sobre la presencia de depredadores (Lima, 1995) y como consecuencia de

esto se daría la pérdida de bandadas mixtas y lo que podría llevar a la extinción local de especies (Jullien & Thiollay, 1998; Munoz, 2016).

Para investigaciones futuras se podrían tomar datos de la vegetación como la altura y estructura del dosel. Además, para poder tener más datos, la toma de datos se podría realizar en un tiempo mucho más extendido, porque así se podría estar seguro de la independencia de las bandadas mixtas. También se podrían anillar a diferentes miembros de las bandadas para poder asegurarse de estar observando a la misma bandada a través del tiempo. Además, se podría realizar los muestreos entre áreas más extensas y con niveles de disturbio mucho más marcados, ya que esto permitiría poder hacer comparaciones entre áreas más diferentes, lo que posiblemente daría resultados más contrastantes.

Los resultados presentados en esta investigación permiten mejorar la comprensión de cómo las interacciones interespecíficas no tróficas y la estructura de la comunidad cambian con el disturbio. Esta investigación muestra la necesidad de explicar varios parámetros de las bandadas mixtas para entender los efectos del disturbio, ya que si solo se estudian cambios en la estructura (ej. número de especies e individuos) no hay mayores impactos, pero si se estudia también la funcionalidad (ej. estabilidad de las redes de interacción) si se revelan efectos del disturbio sobre las bandadas mixtas. Así, se destaca la importancia de estudiar las redes de interacciones de las bandadas mixtas en los bosques altoandinos que se ven amenazados por las actividades antropogénicas. Es importante entender cómo las redes de interacciones funcionan o se comportan frente al disturbio para poder conocer las condiciones de las comunidades de aves que se encuentran forman las bandadas mixtas y cómo esto afecta a la funcionalidad del ecosistema donde se encuentran para así poder realizar planes de conservación.

BIBLIOGRAFÍA

- Araújo, M., & Luoto, M. (2007). The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6), 743–753. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00359.x>
- Arbeláez-Cortés, E., Rodríguez-Correa, H., & Restrepo-Chica, M. (2011). Mixed bird flocks: Patterns of activity and species composition in a region of the Central Andes of Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(2), 639–651.
- Avila, J., & Erazo, O. (2011). *Estudio de distribución de micromamíferos voladores y su hábitat en el Bosque Protector Mazán y el Bosque de Llaviuco, Parque Nacional Cajas (PNC)*. Universidad del Azuay.
- Bascompte, J., Jordano, P., & Olesen, J. (2006). Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science*, 312(5772), 431–433. <https://doi.org/10.1126/science.1123412>
- Bertness, M., & Callaway, R. (1994). Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 9(5), 187–191. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90087-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90087-6)
- Chacon, G. (2016). Mazán y Llaviuco: 40 años después. In *UDA AKADEM* (pp. 30–37). Cuenca.
- Colorado, G. (2013). Why animals come together, with the special case of mixed-species bird flocks. *Revista EIA*, 10(19), 49–66.
- Colorado, G., & Rodewald, A. (2015a). Assembly patterns of mixed-species avian flocks in the Andes. *Journal of Animal Ecology*, 84(2), 386–395. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12300>
- Colorado, G., & Rodewald, A. (2015b). Response of mixed-species flocks to habitat alteration and deforestation in the Andes. *Biological Conservation*, 188, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.008>
- Dunne, J., Williams, R., & Martinez, N. (2002). Food-web structure and network theory: The role of connectance and size. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(20), 12917–12922. <https://doi.org/10.1073/pnas.192407699>
- Empresa Pública Municipal ETAPA EP. (2018). *Actualización del Plan de Manejo del Parque Nacional Cajas*. (M. S. Lucas Achig, Ed.). Cuenca: Ministerio del Ambiente. Retrieved from <http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/03/ACUERDO-001-ANEXO-PAQUE-NACIONAL-CAJAS.pdf>
- Farine, D. (2018). Animal Social Network Inference and Permutations for Ecologists. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/asnipe/asnipe.pdf>
- Farine, D., Garroway, C., & Sheldon, B. (2012). Social network analysis of mixed-species flocks: Exploring the structure and evolution of interspecific social behaviour. *Animal Behaviour*, 84(5), 1271–1277. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.08.008>

- Farine, D., & Whitehead, H. (2015). Constructing, conducting and interpreting animal social network analysis. *Journal of Animal Ecology*, *84*(5), 1144–1163. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12418>
- Franks, D., Ruxton, G., & James, R. (2010). Sampling animal association networks with the gambit of the group. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *64*(3), 493–503. <https://doi.org/10.1007/s00265-009-0865-8>
- Gabor, & Nepusz. (2006). igraph – Network analysis software. Retrieved from <https://igraph.org/>
- Goodale, E., Ding, P., Liu, X., Martínez, A., Si, X., Walters, M., & Robinson, S. (2015). The structure of mixed-species bird flocks, and their response to anthropogenic disturbance, with special reference to East Asia. *Avian Research*, *6*(1), 14. <https://doi.org/10.1186/s40657-015-0023-0>
- GPS. (2015). *GAD PARROQUIAL SAYAUSÍ. Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2015*. Cuenca: GAD PARROQUIAL SAYAUSÍ. Retrieved from http://www.sayausi.gob.ec/Transparencia/2016/PDYOT_Sayausi_mayo_2016_ultimo.pdf
- Gram, W. (1998). Winter participation by neotropical migrant and resident birds in mixed-species flocks in northeastern Mexico. *Condor*, *100*(October 1996), 44–53. <https://doi.org/10.2307/1369895>
- Hino, T. (2000). Intraspecific differences in benefits from feeding in mixed-species flocks. *Journal of Avian Biology*, *31*, 441–446.
- Hutto, R. (1994). The composition and social organization of Mixed-species Flocks in a tropical deciduous forest in Western Mexico. *Condor*, *96*, 105–118.
- Jankowski, J., Graham, C., Parra, J., Robinson, S., Seddon, N., Touchton, J., & Tobias, J. (2012). The role of competition in structuring tropical bird communities. *ORNITOLOGIA NEOTROPICAL*, *23*, 97–106. Retrieved from <https://sora.unm.edu/sites/default/files/Jankowski.pdf>
- Jullien, M., & Thiollay, J. (1998). Multi-species territoriality and dynamic of neotropical forest understorey bird flocks. *Journal of Animal Ecology*, *67*(67), 227–252. Retrieved from <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1046/j.1365-2656.1998.00171.x>
- Knowlton, J., & Graham, C. (2011). Species interactions are disrupted by habitat degradation in the highly threatened Tumbesian region of Ecuador. *Ecological Applications*, *21*(8), 2974–2986. <https://doi.org/10.1890/10-1886.1>
- Krause, J., & Ruxton, G. (2002). *Living in groups*. Oxford University Press. Retrieved from <https://global.oup.com/academic/product/living-in-groups-9780198508182?cc=ec&lang=en&>
- Latta, S., Tinoco, B., Astudillo, P., & Graham, C. (2011). Patterns and Magnitude of Temporal Change in Avian Communities in the Ecuadorian Andes. *The Condor*, *113*(1), 24–40. <https://doi.org/10.1525/cond.2011.090252>
- Latta, S., & Wunderle, J. (1996). The Composition and Foraging Ecology of Mixed-

- Species Flocks in Pine Forests of Hispaniola. *The Condor*, 98(3), 595–607.
<https://doi.org/10.2307/1369572>
- Lee, T., Soh, M., Sodhi, N., Koh, L., & Lim, S. (2005). Effects of habitat disturbance on mixed species bird flocks in a tropical sub-montane rainforest. *Biological Conservation*, 122(2), 193–204. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.005>
- Lima, S. (1995). Collective detection of predatory attack by social foragers: fraught with ambiguity? *Animal Behaviour*, 50(4), 1097–1108.
[https://doi.org/10.1016/0003-3472\(95\)80109-X](https://doi.org/10.1016/0003-3472(95)80109-X)
- Loughlin, N., Gosling, W., Mothes, P., & Montoya, E. (2018). Ecological consequences of post-Columbian indigenous depopulation in the Andean–Amazonian corridor. *Nature Ecology and Evolution*, 2(8), 1233–1236. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0602-7>
- MAE. (2012). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Quito: Subsecretaría de Patrimonio Natural. Retrieved from http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/09/LEYENDA-ECOSISTEMAS_ECUADOR_2.pdf
- Maldonado-Coelho, M., & Marini, M. (2000). Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in Southeastern Brazil. *BioOne*, 102 (3), 585–594. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422\(2000\)102\[0585:EOFFSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422(2000)102[0585:EOFFSA]2.0.CO;2)
- McCullagh, P., & Nelder, J. (1989). *Generalized linear models*. Chapman and Hall. Retrieved from <https://www.crcpress.com/Generalized-Linear-Models-Second-Edition/McCullagh-Nelder/p/book/9780412317606>
- McCune, B., & Grace, J. (2002). *Analysis of Ecological Communities*. Oregon, USA: MjM Software Design, Gleneden Beach.
- Minga, D. (2000). *Árboles y arbustos del Bosque de Mazan Azuay-Ecuador*. Cuenca: ETAPA. <https://doi.org/10.13140/2.1.3829.8403>
- Mokross, K., Ryder, T., Cortes, M., Wolfe, J., & Stouffer, P. (2014). Decay of interspecific avian flock networks along a disturbance gradient in Amazonia. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1776), 20132599–20132599. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2599>
- Munn, C., & Terborgh, J. (1979). Multi-species territoriality in Neotropical foraging flocks. *Condor*, 81, 338–347.
- Munoz, J. (2016). *The Role of Facilitation in the Structure of Tropical Bird Communities: a Case Study of Mixed-Species Flocks*. The University of British Columbia. Retrieved from <https://open.library.ubc.ca/media/stream/pdf/24/1.0303480/4>
- Newman, M. (2010). *Networks : an introduction*. Oxford University Press.
- Oksanen, J., Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., & Maintainer, H. (2016). vegan: Community ecology package. R package version 2.3-5. Retrieved November 18, 2018, from <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>

- Powel, S. (1985). Sociobiology and adaptative significance of interspecific foraging flocks in the neotropics. *Ornithological Monographs*, 36, 219–226.
- R Development Core Team. (2011). R: a language and environment for statistical computing. Retrieved September 1, 2017, from <https://www.gbif.org/tool/81287/r-a-language-and-environment-for-statistical-computing>
- Ralph, J., Geupel, G., Pyle, P., Martin, T., Desante, D., & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Albany: USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. Retrieved from <http://www.psw.fs.fed.us/techpub.html>
- Rencher, A., & Schaalje, G. (2007). *LINEAR MODELS IN STATISTICS Second Edition*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. Retrieved from www.wiley.com.
- Roberts, G. (1996). Why individual vigilance declines as group size increases. *Anim. Behav.*, 51, 1077–1086. Retrieved from <https://www.staff.ncl.ac.uk/gilbert.roberts/Roberts1996.pdf>
- Rodas, F., Contreras, X., & Tinoco, B. (2005). *Aviturismo Rutas del Austro*. Cuenca, Ecuador: Ministerio de Turismo. Retrieved from https://www.academia.edu/30880409/Aviturismo_Rutas_del_Austro
- Shizuka, D. (2016). *INTRODUCTION TO NETWORK ANALYSIS IN R : Daizaburo Shizuka*. Nebraska: University of Nebraska-Lincoln.
- Sierra, R. (1999). *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Quito, Ecuador: Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. <https://doi.org/10.13140/2.1.4520.9287>
- Silk, M., Jackson, A., Croft, D., Colhoun, K., & Bearhop, S. (2015). The consequences of unidentifiable individuals for the analysis of an animal social network. *Animal Behaviour*, 104, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2015.03.005>
- Sodhi, N., Liow, L., & Bazzaz, F. (2004). Avian Extinctions from Tropical and Subtropical Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 323–345. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130209>
- Sridhar, H., Beauchamp, G., & Shanker, K. (2009). Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis. *Animal Behaviour*, 78(2), 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.05.008>
- Stouffer, P., & Bierregaard, R. (1995). Use of Amazonian Forest Fragments by Understorey Insectivorous Birds. *Ecology*, 76(8), 2429–2445. <https://doi.org/10.2307/2265818>
- Tinoco, B., Graham, L., Astudillo, P., Nieto, A., Aguilar, J., Latta, S., & Graham, C. (n.d.). Survival estimates of tropical Andean bird species across altered habitats. *Journal of the American Society of Nephrology*, 1–29.
- Trails, L., Lim, M., Sodhi, N., & Bradshaw, C. (2010). Mechanisms driving change: altered species interactions and ecosystem function through global warming. *Journal of Animal Ecology*, 79(5), 937–947. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01695.x>
- Tylianakis, J., Tscharntke, T., & Lewis, O. (2007). Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature*, 445(7124), 202–205.

<https://doi.org/10.1038/nature05429>

- Úrgiles, D. (2014). *Implementacion de un Sendero Ecoturistico en las cascadas de Cabogana - Parroquia Sayausí*. Universidad del Azuay. Retrieved from <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/4020/1/10619.pdf>
- Wasserman, S., & Faust, K. (1994). *Social network analysis : methods and applications*. Cambridge University Press. Retrieved from https://books.google.com.ec/books/about/Social_Network_Analysis.html?id=CAm2DpIqRUIC&redir_esc=y
- Wey, T., Blumstein, D., Shen, W., & Jordán, F. (2008). Social network analysis of animal behaviour: a promising tool for the study of sociality. *Animal Behaviour*, 75(2), 333–344. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.06.020>
- White, S., & Maldonado, F. (1991). The Use and Conservation of Natural Resources in the Andes of Southern Ecuador. *Mountain Research and Development*, 11(1), 37. <https://doi.org/10.2307/3673526>
- Whitehead, H., & Dufault, S. (1999). Techniques for Analyzing Vertebrate Social Structure Using Identified Individuals: Review and Recommendations (pp. 33–74). [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(08\)60215-6](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(08)60215-6)
- Wisz, M., Pottier, J., Kissling, W., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C., & Svenning, J. (2013). The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: Implications for species distribution modelling. *Biological Reviews*, 88(1), 15–30. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00235.x>

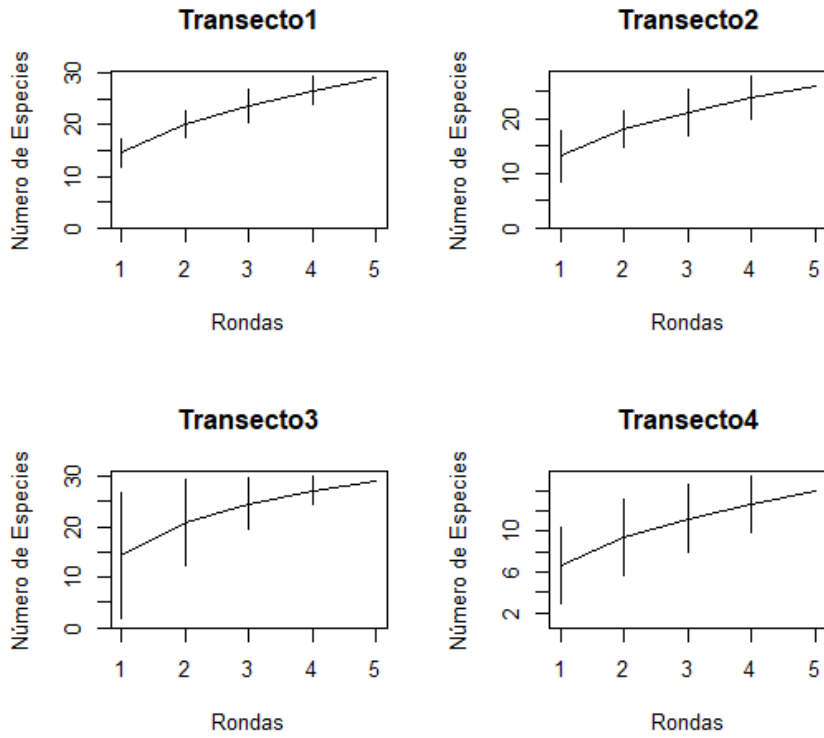
ANEXOS

Anexo 1: Tabla con la abundancia de especies observadas en bandadas mixtas de aves en las tres localidades muestreadas. **Número de veces observado en bandada.

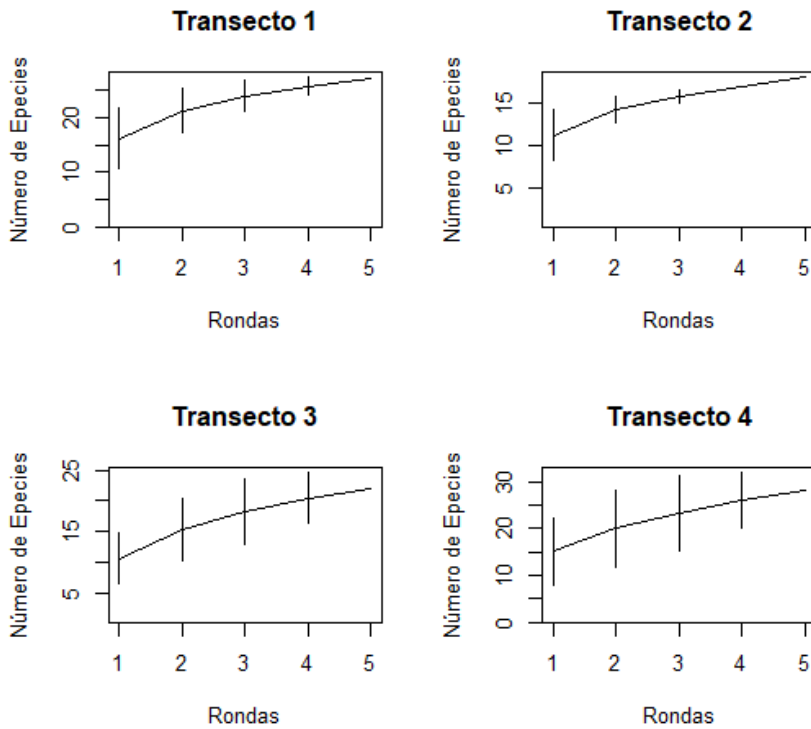
Localidad	Bosque Nativo		Matorral		Cerca Viva	
	Abundancia	**	Abundancia	**	Abundancia	**
<i>Ampelion rubocristata</i>	2	1	0	0	0	0
<i>Andigena hypoglauca</i>	1	1	3	2	0	0
<i>Anisognathus igniventris</i>	72	51	40	27	21	14
<i>Anairetes parulus</i>	0	0	3	3	0	0
<i>Arremon torquatus</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Atlapetes latinuchus</i>	66	37	81	46	28	19
<i>Atlapetes leucopterus</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Catamblyrhynchus diadema</i>	2	3	2	2	9	5
<i>Catamenia inornata</i>	0	0	5	3	0	0
<i>Cistothorus platensis</i>	0	0	5	5	5	2
<i>Conirostrum cinereum</i>	18	12	11	8	5	5
<i>Conirostrum sitticolor</i>	2	2	10	7	0	0
<i>Cyanolyca turcosa</i>	5	3	4	3	2	1
<i>Diglossa cyanea</i>	93	55	64	43	104	63
<i>Diglossa humeralis</i>	72	45	42	33	74	46
<i>Dubusia taeniata</i>	16	12	9	7	6	5
<i>Elaenia albiceps</i>	0	0	3	3	3	2
<i>Grallaria ruficapilla</i>	5	5	1	1	0	0
<i>Hellmayrea gularis</i>	1	1	9	8	31	21
<i>Hemispingus superciliaris</i>	134	68	87	54	99	54
<i>Margarornis squamiger</i>	57	31	55	30	21	14
<i>Mecocerculus stictopterus</i>	22	16	27	18	0	0
<i>Myiothlypis coronata</i>	53	37	22	18	49	34
<i>Myioborus melanocephalus</i>	182	84	230	95	206	86
<i>Myiothlypis nigrocristata</i>	97	59	47	37	52	39
<i>Ochthoeca cinamomeiventris</i>	0	0	4	4	0	0
<i>Ochthoeca diadema</i>	2	1	0	0	0	0
<i>Ochthoeca frontalis</i>	4	3	3	3	0	0
<i>Ochthoeca fumicolor</i>	3	3	2	2	0	0

<i>Octoeca rufipectoralis</i>	7	6	2	1	1	1
<i>Phyllomyias nigrocapillus</i>	4	2	1	1	2	2
<i>Phyllomyias uropygialis</i>	15	11	3	3	13	9
<i>Pseudocolaptes boissonneautii</i>	11	8	6	4	2	2
<i>Pyrrohomyias cinnamomea</i>	1	1	5	3	1	1
<i>Schizoeaca griseomurina</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Scytalopus latrans</i>	0	0	7	7	2	2
<i>Synallaxis azarae</i>	16	14	35	27	42	28
<i>Tangara vassorii</i>	36	23	23	11	25	16
<i>Thripadectes flammulatus</i>	10	7	6	3	3	2
<i>Trogon personatus</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Troglodytes solstitialis</i>	0	0	4	3	0	0
<i>Turdus fuscater</i>	8	5	9	4	8	6
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	0	17	11	2	2
Total	1020		887		817	

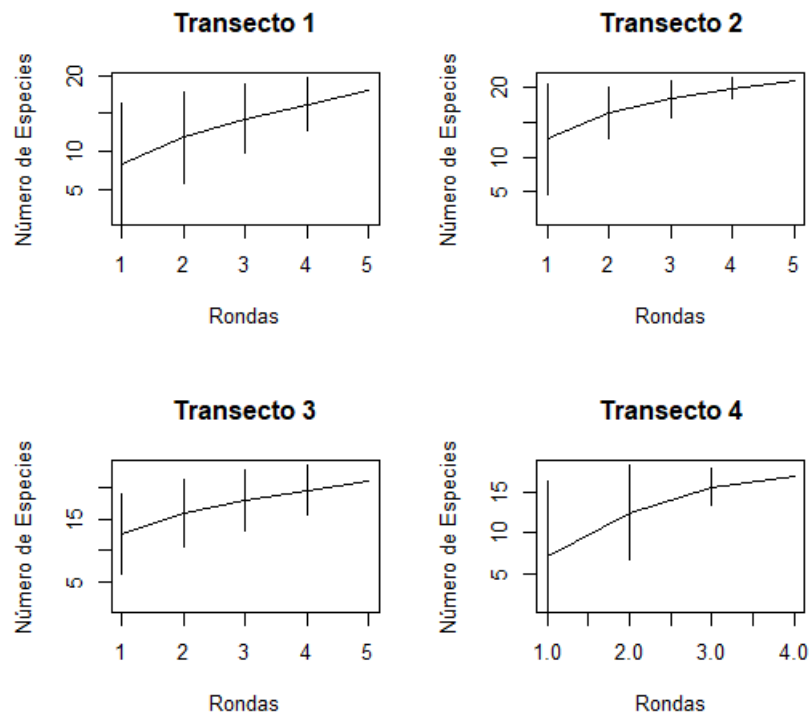
Anexo 2: Curvas de rarefacción en cada transecto, donde se muestra la riqueza de especies del matorral según las rondas.



Anexo 3: Curvas de rarefacción en cada transecto, donde se muestra la riqueza de especies del bosque nativo según las rondas.

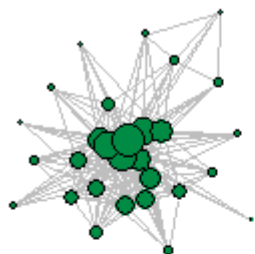


Anexo 4: Curvas de rarefacción en cada transecto, donde se muestra la riqueza de especies de la cerca viva según las rondas.



Anexo 5: Comparación de las interacciones interespecíficas (grado) y de la frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre los transectos del matorral.

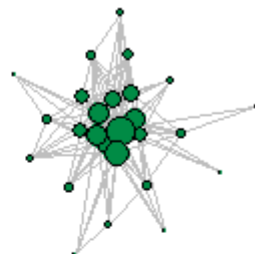
Matorral_Grado



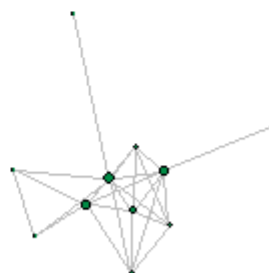
Transecto 1



Transecto 3

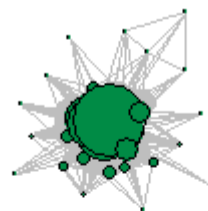


Transecto 2

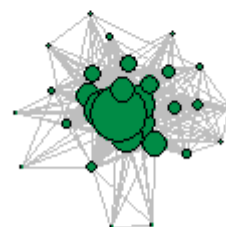


Transecto 4

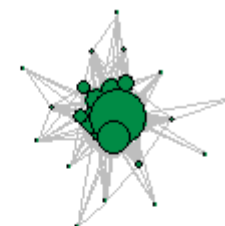
Grado Ponderado



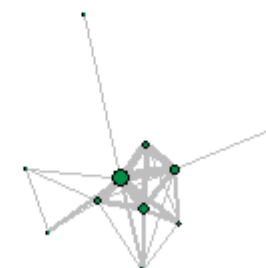
Transecto 1



Transecto 3



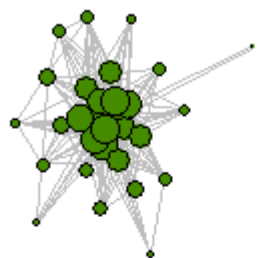
Transecto 2



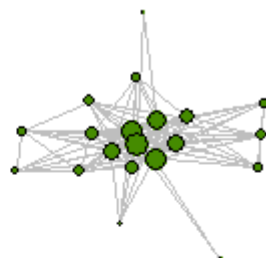
Transecto 4

Anexo 6: Comparación de las interacciones interespecíficas (grado) y de la frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre los transectos del bosque nativo.

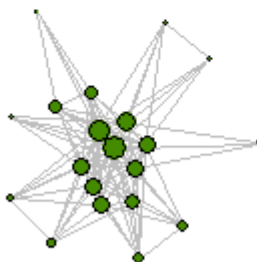
Bosque Nativo_Grado



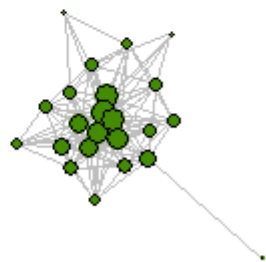
Transecto 1



Transecto 2

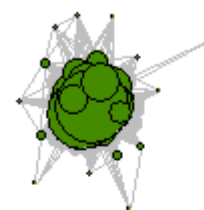


Transecto 3

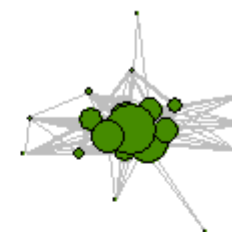


Transecto 4

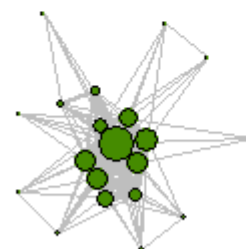
Grado Ponderado



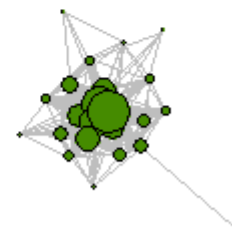
Transecto 1



Transecto 2



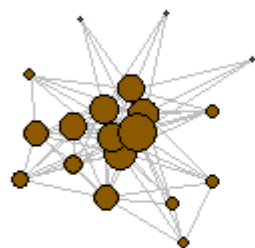
Transecto 3



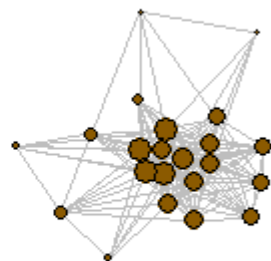
Transecto 4

Anexo 7: Comparación de las interacciones interespecíficas (grado) y de la frecuencia de interacciones (grado ponderado) entre los transectos de la cerca viva.

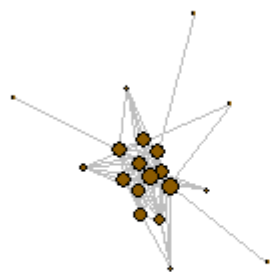
Cerca Viva_Grado



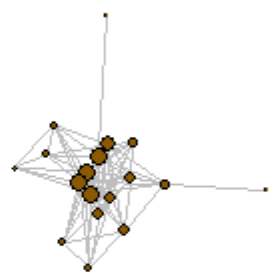
Transecto 1



Transecto 2

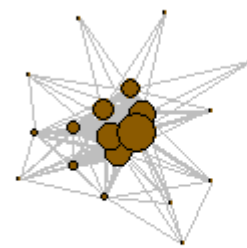


Transecto 3

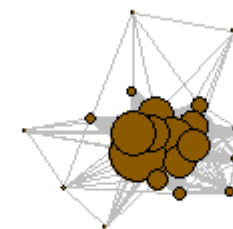


Transecto 4

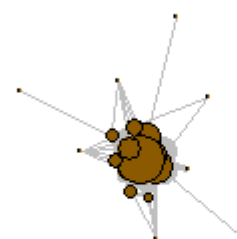
Grado Ponderado



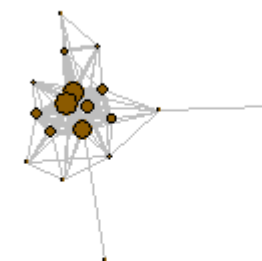
Transecto 1



Transecto 2



Transecto 3



Transecto 4

