

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA



Evaluación del Efecto de Borde sobre la Diversidad de Aves en un Bosque de Pino-Encino

Por:

CAROL YARELI FLORES SALAZAR

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

Saltillo, Coahuila, México

Octubre, 2023

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE AGRONOMÍA

DEPARTAMENTO DE BOTÁNICA

Evaluación del Efecto de Borde sobre la Diversidad de Aves en un Bosque de Pino-Encino

Por:

CAROL YARELI FLORES SALAZAR

TESIS

Presentada como requisito parcial para obtener el título de:

INGENIERO EN AGROBIOLOGÍA

Aprobada por el Comité de Asesoría:



Dra. Michelle Ivonne Ramos Robles

Asesor Principal



Dr. José Antonio Hernández Herrera

Coasesor



Dr. Jorge Enrique Ramírez Albores

Coasesor



Dr. Alberto Sandoval Rangel
Coordinador de la División de Agronomía



Saltillo, Coahuila, México

Octubre, 2023

Derechos de Autor y Declaración de no plagio

Todo material contenido en esta tesis está protegido por la ley del Derecho de Autor de los Estados Unidos Mexicanos, y pertenece al autor principal quien es el responsable directo y jura bajo protesta de decir la verdad que no se incurrió en plagio o conducta académica incorrecta en los siguientes aspectos:

Reproducción de fragmentos o textos sin citar la fuente del autor original (corta y pega); reproducir un texto propio publicado anteriormente sin hacer referencia al documento original (auto plagio); comprar, robar o pedir prestados los datos o la tesis para presentarla como propia; omitir referencias bibliográficas o citar textualmente sin usar comillas; utilizar ideas o razonamientos de un autor sin citarlo; utilizar material digital como imágenes, videos, ilustraciones, graficas, mapas o datos sin citar al autor original y/o fuente. Así mismo tengo conocimiento de que cualquier uso distinto de estos materiales como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Por lo anterior nos responsabilizamos de las consecuencias de cualquier tipo de plagio en caso de existir y declaramos que este trabajo no ha sido previamente presentado en ninguna otra institución educativa, organización, medio público o privado.

Autor Principal


Carol Yareli Flores Salazar

Asesor principal


Michelle Ivonne Ramos Podes

DEDICATORIA

A mi madre la señora Ricarda Flores Salazar, una mujer con mucha garra, inteligente, llena de talentos, mi mamá que me enseñó valores, lo que es el trabajo digno, a vivir la vida de manera plena permitiéndome a soñar y lograr esos sueños, con dedicación y trabajo de ambas. Quiero también agradecerle por el apoyo incondicional y emocional que siempre me brindo para lograr estar en la universidad, así como en cada etapa de mis estudios, pero en especial la universidad por la lejanía del hogar, es una persona que me enseñó a no rendirme, que si me caigo me levanto con más fuerza y que a pesar de las adversidades de la vida uno tiene que encontrar la mejor manera de enfrentarlas y encontrarles soluciones. Agradezco sus palabras de aliento que tenía para mí, a su sabiduría que sin dudar lo ella comparte conmigo, ante cada situación que se me pudiera presentar, a su constante trabajo para permitirme hoy ser ingeniera en Agrobiología.

A mi hija Jill Adhara, ella llegó a mi vida en la recta final de mi carrera, pero logro un impacto muy grande en mí, cambiando mi panorama de la vida ahora tengo a mi personita que ve y sigue mis pasos, por lo tanto, es una etapa en la que yo debo de ser su mejor guía, así como mi mamá lo es para mí. Ahora en esta etapa de pasar de hija a madre es un nuevo reto de enseñanzas y aprendizajes donde mi hija se convirtió en mi motivación para no darme por vencida ante los nuevos proyectos que estén por venir.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi asesora y maestra la Dra. Michelle Ivonne Ramos Robles, por su constante apoyo y motivación durante mi trabajo de investigación, por sus consejos, enseñanzas y paciencia que me tuvo durante el desarrollo de mi tesis. Sus correcciones, críticas puntuales del tema de avifauna, sus aportaciones a mi formación y a la oportunidad que me dio de poder trabajar con ella siendo una experiencia buena, enriquecedora y maravillosa.

Agradezco a los Dr. José Antonio Hernández Herrera, al Dr. Jorge Enrique Ramírez Albores, Biol. Miguel Agustín Carranza Pérez, por formar parte de la planilla de evaluadores en mi trabajo de tesis.

También quiero agradecer a mi hermano el Ing. Víctor Jiménez, por sus consejos y apoyo durante la realización de mi experimento, quien fue constante y paciente conmigo.

Agradezco a mi familia, mis hermanos y hermanas que me brindaron siempre de sus consejos y palabras de aliento para poder venir a la universidad y culminar mi carrera universitaria, que muchas veces su apoyo también fue monetario, agradezco cada una de las atenciones que tuvieron conmigo. A mi amiga y colega Besy Juanes fue parte importante en mi proceso de estudiante compartimos muchas vivencias, que nos dejaron una muy buena experiencia maravillosa.

Sin pasar por alto quiero agradecer a una persona importante en mi vida, a mi pareja Rey David o como yo le digo "Reyda" él se convirtió en una persona de apoyo durante mi estancia en la universidad, me compartió de sus consejos y vivencias haciendo más llevadera mi estancia en nuestra Alma Mater, se convirtió en mi amigo y compañero no solo de universidad sino de vida.

Mi agradecimiento para mi Alma Terra Mater, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, por ser tan noble durante mi formación académica, porque ser buitre no es para tanto, es para toda la vida.

ÍNDICE GENERAL DE CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS.....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
RESUMEN.....	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	4
2.1 Objetivo general	4
2.2 Objetivos específicos	4
2.3 Hipótesis	4
3. REVISIÓN DE LITERATURA	5
3.1 Introducción a los Bosques de Pino-Encino	5
3.2 Efecto de Borde en Ecosistemas Forestales	7
3.3 Procesos del efecto de borde	8
3.4 Efecto de borde y las condiciones microclimáticas	10
4. MATERIALES Y MÉTODOS	19
4.1 Área de estudio	19
4.2.1 Clima	20
4.2.2 Flora	20
4.2.3 Fauna	21
4.3 Muestreo de aves	21
4.4 Análisis de datos	23
5. RESULTADOS	23
6. DISCUSIÓN	29
7. CONCLUSIONES	33
8. LITERATURA CITADA	34
9. ANEXOS	47

ÍNDICE DE CUADROS

Tabla 1. Aves presentes en la localidad El Ocotero, municipio de Xichú en el estado de Guanajuato..... ¡Error! Marcador no definido.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cambios estructurales y ambientales en un ecosistema a causa de la presencia de un borde.....	8
Figura 2. Ubicación geográfica de “La Colmena” de El Ocotero, municipio de Xichú, Guanajuato.....	20
Figura 3. Abundancia temporal.....	27
Figura 4. Diversidad Alfa.....	28
Figura 5. Diagrama de Venn.....	29
Figura 6. Nivel trófico.....	29
Figura 7. Nicho trófico.....	30
Figura 8. Estilo de vida primario.....	30

RESUMEN

Las aves son esenciales para el ecosistema, ya que brindan diversos servicios ecosistémicos como la polinización, dispersión de semillas y el control de plagas. En los bosques de montaña como el de encino-pino existe una alta concentración de aves, para México estos bosques albergan un 47% de las especies del país. En estas zonas montañosas de clima templado a frío las aves encuentran los recursos necesarios para sobrevivir, tal como alimento, refugio y lugar de reproducción. Una de las principales amenazas para toda la biodiversidad es la fragmentación del hábitat, resultado de la alteración de la vegetación, y que afecta los procesos ecosistémicos. El estudio se realizó en la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda en la localidad El Ocotero. El objetivo fue evaluar el efecto de borde sobre la diversidad de aves en un bosque de encino-pino. Se empleó el método de puntos de conteo por radio fijo. En total se registraron 1,534 individuos correspondientes a 19 especies, 17 géneros y 11 familias. La abundancia en el interior del bosque fue de 842 individuos pertenecientes a 17 especies, 15 géneros y 11 familias y 692 individuos de 16 especies, 15 géneros y 10 familias en el borde. La composición de especies encontramos que alrededor del 70 % se comparten, en el interior el 16 % fueron exclusivas de este tipo de hábitat y 11 % del borde. Las variables analizadas mostraron que los nichos tróficos de herbívoros y una especie de carnívoro se presentó en el interior mientras que el borde estuvo mejor representado por los omnívoros. Las aves muestran respuestas complejas a los bordes del bosque y por lo tanto, resalta la necesidad de considerar las preferencias de hábitat, las características de las especies y el tipo de paisaje, para el manejo y conservación de las aves y los sitios donde habitan.

Palabras clave: conservación, fragmentación, hábitat, recambio.

1. INTRODUCCIÓN

Dentro de la diversidad biológica, las aves como grupo son de los mejores conocidos. En el mundo se conocen 10,721 especies de aves (Clements, 2019), de las cuales alrededor del 20% habitan en América del Norte. En este contexto, México posee una gran diversidad de aves con alrededor de 1,060 especies, por lo que a nivel mundial ocupa el lugar número 11 y el primero en Norteamérica (Navarro-Sigüenza et al., 2014). Con respecto al estado migratorio, alrededor del 70% son residentes, cerca del 16% son endémicas o cuasiendémicas y alrededor de 30% son migratorias. Considerando que la cooperación internacional es necesaria para cumplir con los objetivos de conservación donde las aves son fundamentales para la dinámica y funcionalidad de los ecosistemas (CONABIO, 2023; Sohdi et al., 2011) y estudiarlas nos ayudará a comprender mejor estos procesos ecológicos y funcionales (Şekercioğlu, 2006). Por tal motivo este grupo ha servido como modelo para determinar áreas prioritarias, implementación de estrategias y manejo para la conservación de los recursos naturales (Navarro-Sigüenza et al., 2011).

Las aves son esenciales para el ecosistema, ya que brindan diversos servicios ecosistémicos como la polinización, dispersión de semillas y el control de plagas (Peters et al, 2010; Wenny et al, 2011). A pesar de la gran diversidad de aves que hay en México, una de las principales amenazas para toda la biodiversidad es la fragmentación del hábitat, resultado de la alteración de la vegetación, y que afecta los procesos ecosistémicos (Lindenmayer y Franklin, 2002). Lo anterior debido a que los recursos bióticos y abióticos podrían verse modificados dependiendo el tamaño y forma de los fragmentos que conlleva a un cambio en la distribución espacial y disponibilidad de los recursos para las especies (Lindenmayer y Franklin, 2002). Por lo tanto, el grado de interacción entre fragmentos determina la variabilidad de especies a mediano y largo plazo, dado que fragmentos pequeños y alejados podrían llevar al aislamiento de

individuos fomentando la endogamia o bien la extinción local de algunos de ellos (Dirzo y García, 1992).

En los bosques de montaña como el de encino-pino existe una alta concentración de aves, para México estos bosques albergan un 47% de las especies del país (Navarro-Sigüenza et al., 2014). En particular, los bosques de encino-pino son comunidades dominadas mayormente por árboles muy altos y albergan una enorme diversidad de especies desde plantas, hongos, insectos, arañas, reptiles, aves y mamíferos (Navarro-Sigüenza et al., 2014). En estas zonas montañosas de clima templado a frío estos grupos encuentran los recursos necesarios para sobrevivir, tal como alimento, refugio y lugar de reproducción. De tal modo, este tipo de ecosistemas es de gran importancia para el mantenimiento de la diversidad de especies que habitan en estos bosques templados, los cuales se han visto disminuidos por las actividades humanas (Bregman et al., 2014).

Los ecosistemas de bosques de pinos y encinos dependen en gran medida de las funciones ecológicas de las aves, por lo que es crucial mantener la diversidad genética y la reproducción en una amplia zona geográfica del ecosistema. Dentro de la diversidad de aves en el bosque encino-pino se encuentran especies polinizadoras y dispersoras de semillas (Şekercioğlu, 2006). Además, regulan las poblaciones de otros animales, purifican sus restos, y eliminan animales en descomposición en su hábitat natural para evitar la invasión de patógenos dentro y fuera del bosque (Berlanga, 2010).

A pesar de la importancia ecológica de los bosques de encino-pino, la presión antrópica a la que se someten estos ecosistemas ocurre tanto a niveles espaciales como temporales (Coppin et al., 2004). Como resultado de lo anterior, una de las principales amenazas para biodiversidad es la deforestación, ya que esta actividad es un resultado directo e inevitable del comercio, la industria y la sobrepoblación sobre los ecosistemas naturales que lleva a la fragmentación de los bosques (Sarmiento, 2001). El proceso de fragmentación de los bosques da como resultado la pérdida de hábitat y la degradación, provocando la desintegración de las poblaciones originales en subpoblaciones más pequeñas

y aisladas que enfrentan una creciente variabilidad genética y poblacional, además de la erosión de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos proporcionados por los recursos naturales (Frankham, 1995; Hedrick, 2001; Santos y Tellería, 2006).

La fragmentación del hábitat se da por muchos factores, como incendios, agricultura, construcción de infraestructura y crecimiento urbano (Montoya y Rull, 2011). Una de sus principales consecuencias es el fenómeno conocido como efecto de borde, el cual está definido como la formación de zonas de transición en donde interactúan dos ecosistemas adyacentes (Murcia, 1995). El efecto de borde dependerá de la fuerza de cambio de distribución, por condiciones ambientales y biológicas que se dan en las transiciones de hábitats, el cual puede ser positivo o negativo, y dependerá de que tan bien se adapten las especies al cambio de hábitat (Santos y Tellería, 2006). Algunas especies de aves poseen la capacidad de adaptarse a cierto grado de perturbación cuando el suyo ha sido alterado, sin embargo, también existe otro grupo que no pueden adaptarse fácilmente a la perturbación y se ven obligadas a migrar a otros hábitats que cumplan con sus necesidades (Gerardo Fuentes, 2022).

En los últimos 40 años, en América Latina la superficie de pastizales cultivados ha aumentado de 3.5 a 9.5 millones de hectáreas, debido a la fragmentación y pérdida de bosques en favor de la generación de pastizales y cultivos agrícolas (Kaimowitz, 2001). Esta conversión de bosques a pastizales afecta a las poblaciones de aves nativas cambiando su composición y diversidad (Laurence y Bierregaard, 1997).

La fragmentación es un proceso importante para comprender cómo la dinámica de ocupación de la tierra afecta la calidad del bosque (Burel y Baudry 2002; Hilty et al., 2006). Uno de los efectos son los cambios que aparecen con el tiempo en los bordes exteriores de los fragmentos del bosque, también llamadas como bandas escalonadas, regiones marginales o simplemente bordes (Burel y Baudry 2002; Hilty et al., 2006). Su origen está relacionado con el llamado efecto de borde, que es el surgimiento de propiedades y dinámicas resultantes del contacto de fragmentos de bosque con matrices externas (Burel

y Baudry 2002; Hilty *et al.*, 2006), y eventualmente, transformar los bordes en un hábitat distinto al del interior del bosque (Leopold, 1933; Hansson, 2000; Cadenasso *et al.*, 2003).

Se ha reconocido que dicha propiedad origina la mezcla de especies de interior y exterior, además de la aparición de nuevas especies que son de borde (Hilty *et al.*, 2006). Estudios previos han llegado a la conclusión de que en el borde ocurre una disminución de organismos especializados e invasión de especies exóticas (Cadenasso y Pickett 2000; Ries *et al.*, 2004).

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1 Objetivo general

Evaluar el efecto de borde sobre la diversidad de aves en un bosque de encino-pino, de la comunidad de El Ocotero, Xichú, Guanajuato.

2.2 Objetivos específicos

- Analizar la diversidad de aves entre el interior y el borde de bosque de encino-pino.
- Comparar el recambio de aves entre el interior y el borde del bosque.
- Comparar la categoría de conservación, el estatus migratorio, nicho trófico, nivel trófico y estilo de vida primario en el interior y el borde del bosque.

2.3 Hipótesis

1. El efecto de borde afectará negativamente a la diversidad de aves.
2. La composición de especies diferirá entre el interior y el borde del bosque.
3. En el interior se encontrarán más especies con categoría de riesgo y migratorias que en el borde.
4. Con respecto a las categorías de nicho, nivel trófico y estilo de vida primario se encontrarán más categorías asociadas a especies especialistas en el interior que en el borde del bosque.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1 Introducción a los Bosques de Pino-Encino

Los ecosistemas de bosques templados cubren aproximadamente el 26% de la extensión total de bosques a nivel mundial y dominan el hemisferio norte (Keenan et al., 2015; Riitters et al., 2016). Estos bosques son dominados principalmente por especies pertenecientes a las familias Fagaceae y Pinaceae.

Los bosques templados de México, con su rica variedad de especies de pinos y encinos son reconocidos como un punto central de diversificación de estos grupos (Challenger y Soberón, 2008). Estos bosques albergan alrededor de 61 especies de Pinaceae (Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014) y 125 especies de Fagaceae (Valencia-A, 2004; Valencia-A y Gual-Díaz, 2014). Los bosques de pino y encino en México son sistemas únicos en el sentido de que contienen una alta diversidad de especies de árboles, pero una diversidad relativamente baja de géneros de árboles, lo que los convierte en sistemas particularmente interesantes, pero poco estudiados.

Las especies de pino y encino son de gran importancia ecológica y económica en el mundo. Debido a que los géneros de pino (*Pinus*) y encino (*Quercus*) son los principales productores de biomasa y producción de madera (Cavender-Bares, 2016). Además, estos bosques ofrecen servicios ecosistémicos de provisión, ya que se obtienen madera, leña, resinas y forraje, asimismo, proveen alimento, hábitats para la vida silvestre y condiciones microclimáticas necesarias para otras especies (Martin et al., 2021). Debido a la gran importancia de estos bosques, es fundamental mejorar la comprensión de la dinámica ecológica para lograr una conservación y un aprovechamiento más sustentable. Sin embargo, los mecanismos que impulsan la composición de los bosques de pino-encino y el funcionamiento de los ecosistemas siguen siendo poco comprendidos, especialmente en México, que es el centro de diversidad de los géneros *Quercus* y *Pinus*.

Estos bosques han sido alterados históricamente debido principalmente a la tala y la extracción de madera, el pastoreo y los incendios (Pompa-García et al., 2018). En tiempos recientes, los bosques de zonas templadas están experimentando transformaciones aceleradas, en su mayoría resultado del cambio climático global y las actividades humanas (Bonan, 2008). Estos impactos están modificando el régimen de perturbación de muchos bosques de zonas templadas, lo que conlleva a un aumento en la ocurrencia de eventos climáticos extremos, incendios forestales naturales, plagas y enfermedades, así como en el uso de suelo (Seidl et al., 2014). Estas alteraciones están modificando la composición y las propiedades funcionales de los bosques templados a escala local y regional (Ruiz-Benito et al., 2017; Stambaugh et al., 2017).

La fragmentación de los bosques causa la reducción y deterioro del hábitat que determina produciendo una desintegración de las poblaciones originales en subpoblaciones cada vez más aisladas, sujetas a problemas de variabilidad genética que finalmente causa pérdidas significativas de diversidad y de los servicios que proporcionan (Frankham, 1995; Hedrick, 2001; Santos y Tellería, 2006). El proceso de fragmentación y pérdida de hábitats se consideran dos de las principales amenazas de la diversidad (Dirzo y Raven, 2003; Stinemann et al., 2015). En México, la deforestación y el cambio de uso de tierra asociado con actividades productivas han producido transformaciones en paisajes, degradación, así como la fragmentación de los ecosistemas, con la siguiente afectación de las poblaciones de flora y fauna, así como los efectos significativos en la provisión de los ecosistemas, para el bienestar poblacional (Turner et al., 2001; Semarnat, 2008; Bregman et al., 2014; Carrara et al., 2015).

Esta situación se manifiesta en la región biogeográfica de la Sierra Madre Oriental en México, donde los procesos de fragmentación y cambio de uso de tierra se presentan a partir de la presión de las actividades antropogénicas, afectando la integridad y resistencia de los ecosistemas (Reyes-Hernández, et al., 2009; Bregman et al., 2014). Debido al impacto negativo producido por la fragmentación en la biodiversidad de los ecosistemas, sus consecuencias

ecológicas se documentan por sus implicaciones para la conservación y gestión forestal por lo que, es necesario el estudio de cómo estos factores afectan la diversidad que albergan estos bosques y así implementar actividades de gestión destinadas a minimizar sus impactos negativos (Williams et al., 2002).

3.2 Efecto de Borde en Ecosistemas Forestales

La fragmentación definida como una pérdida o reducción del hábitat, induce modificaciones en los esquemas de la biodiversidad local y la composición estructural, así como los cambios en los procesos ecológicos de los bosques (Laurance y Bierregaard, 1997). Los factores bióticos y abióticos de las comunidades también pueden verse afectados, dependiendo del tamaño y la forma de los fragmentos, ya que cuando se modifica la distribución espacial de los recursos, se modifica su disponibilidad (Harper et al., 2005). En hábitats fragmentados el nivel de heterogeneidad y grado de contraste entre fragmentos, bordes suaves o abruptamente en los paisajes del bosque determinan la capacidad de restaurar el bosque, los efectos del borde, la capacidad de especies vegetales y los animales para adaptarse y moverse en varios lugares perturbados (Laurance et al., 2001; Harper et al., 2005; Fischer y Lindemayer, 2007).

De las principales consecuencias de la fragmentación del hábitat es la creación de áreas transitorias, donde se da una interacción de dos ecosistemas adyacentes, y se le conoce como efecto de borde (Murcia, 1995). El efecto de borde en un área depende de la intensidad con la que se altera la distribución de condiciones ambientales y factores biológicos en la zona de transición entre hábitats. Este efecto es positivo o negativo dependerá del grado de adaptación de las especies al cambio de hábitat (Lidicker y Peterson, 1999). Según (Granados et al., 2014) el efecto de borde en los bosques templados indica la existencia de un gradiente de borde que afecta la composición de la vegetación, donde el área de calidad ecológica menor, igual o menor de 50 metros, registrando altos valores de riqueza y abundancia, mientras que a más de 100 metros se registran especies de plantas que prefieren ambientes desde el interior de los bosques (Figura 1).

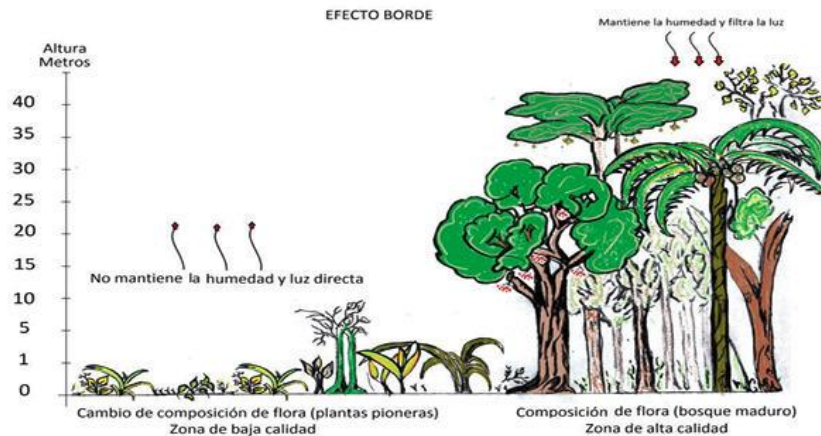


Figura 1. Cambios estructurales y ambientales en un ecosistema a causa de la presencia de un borde. Esta zonificación divide al paisaje en hábitat de borde (de baja calidad) y hábitat de interior (de alta calidad), alterando principalmente la riqueza y densidad de individuos (Modificado de Murcia 1995, Cayuela 2006, Salek et al., 2013).

El efecto de borde es generador de cambios en diferentes escalas y sobre las diferentes variables que pueden causar la reducción de especies y alteración de procesos ecosistémicos (William, 2002). Los efectos negativos en la creación de bordes provocan una gran mortalidad de flora y fauna cerca del borde respecto a su interior en el fragmento (Harris, 1998). La fragmentación proviene de cómo el proceso de conversión de un hábitat natural en parches de superficie más pequeños, aislados unos de otros y sumergidos en matrices de cubierta vegetal menor, los parches resultantes están expuestos a las condiciones del entorno externo y los efectos de borde, lo que puede causar cambios en la estructura y regeneración de las comunidades vegetales (López-Barreda, 2004).

3.3 Procesos del efecto de borde

Hay distintos tipos de efectos de borde, los que se relacionan con procesos físicos o bióticos de los ecosistemas.

Procesos físicos: cuanto mayor es el contraste entre la matriz del hábitat y el hábitat fragmentado, mayor serán estos efectos. Por ejemplo, los sustratos agrícolas cambian en gran medida las condiciones microclimáticas de los fragmentos de bosque que rodean, pudiendo aumentar la intensidad de luz solar,

evaporación y secado del suelo, exposición al viento y la llegada de contaminantes (Saunders et al., 1991). Esto provocando una pérdida de las condiciones estables del interior de los bosques, sobre todo en fragmentos más pequeños (Murcia, 1995) y como consecuencia los organismos que ahí habitan se verán afectados debido al cambio en las condiciones favorables de microhábitat que necesitan para sobrevivir.

Procesos bióticos: el aumento del borde está asociado con la forma de los bosques fragmentados favoreciendo la invasión de muchas especies generalistas asociadas a esta matriz del hábitat. Los procesos de invasión estarán afectando la supervivencia de las especies, que son afectadas directamente a través de la depredación, herbívora y competencia por los recursos. También se ven afectadas sus funciones ecosistémicas como la polinización y la dispersión de semillas (Aizen y Feisinger, 1994; Tallmon et al., 2003). Por ejemplo, el aumento de la depredación de los bordes en la fragmentación por el incremento de los depredadores generalistas (roedores y serpientes) debido a los recursos que le otorga esta matriz del hábitat (Achard, et al., 2002).

Además, existe una diferencia entre los efectos abióticos, biológicos directos y efectos biológicos indirectos del efecto de borde:

Efectos abióticos: se refiere a aquellos que involucran los cambios ambientales que son resultado de la proximidad con la matriz. Este efecto usualmente posee vegetación con una biomasa relativamente baja que está representada por ecosistemas de estructura simple, como lo son pastos, cultivos o tierras en sucesión secundaria, que dependiendo del ambiente fragmentado original resulta en diferencias microclimáticas que van a depender del tipo de borde y la exposición de este (Murcia, 1995; Gascon et al., 1999, Newmark, 2005). También intervienen la temperatura, humedad y la radiación lumínica activa que son los parámetros abióticos que pueden presentar mayor diferencia entre el borde y el interior de los fragmentos (Kapos, 1989; Matlack, 1993; Cadenasso et al., 1997).

Efectos biológicos directos: de las variaciones abióticas producidas en los bordes se ven afectados directamente los elementos bióticos. El incremento en la luz solar permite un mayor crecimiento en las plantas, lo que usualmente provoca un cambio a la estructura de vegetación (Chen et al., 1992; Matlack, 1994). De igual manera se ven afectadas la distribución y la densidad en las especies que se encuentran cerca de los bordes debido a que algunas son sensibles a estos cambios abióticos y estructurales (Murcia, 1995). La matriz de vegetación aporta especies que antes fueron ausentes dentro del ambiente original, esto gracias a las nuevas condiciones ambientales pueden incorporarse en el borde y además eventualmente penetran el interior de este fragmento, que en ocasiones compiten o depredan sobre las especies presentes originalmente, provocando un desplazamiento (Crook y Soulé 1999; Gascon et al., 1999).

Efectos biológicos indirectos: el tipo de variaciones ambientales y estructurales que suceden dentro del borde afecta a las especies, que a su vez pueden modificar la dinámica de las interacciones que ocurren entre ellas (Murcia, 1995; Cadenasso y Pickett, 2000). Un ejemplo son los cambios en el patrón de floración de las plantas que se asocian al borde debido a la mayor cantidad de luz, lo cual puede atraer insectos herbívoros provocando una atracción para las aves insectívoras que se enfrentan a una mayor disponibilidad de alimento, que favorecería un aumento en el número o tasa de anidación en los bordes (Benitez-Malvido, et al., 2003). Los efectos biológicos en torrente se consideran una “trampa ecológica” porque, aunque los animales se percatan de un hábitat de alta calidad podría no serlo (Gates y Gysel 1978; Reese y Ratti 1988). Si estos bordes atraen al mismo tiempo a las especies depredadoras y a los parásitos podrían tener consecuencias negativas sobre las especies que usan el borde, y dichas interacciones han sido particularmente estudiadas en las aves (Ericksson et al., 2001; Fahrig, 2003).

3.4 Efecto de borde y las condiciones microclimáticas

La dinámica espacial y temporal del microclima en el borde del bosque se refiere a la radiación solar, el viento, agua y suelo, así como la temperatura. La temperatura del suelo varía con respecto a la distancia desde el borde,

encontrando un aumento de la misma manera que están cerca del borde del bosque (CONABIO, 2010). Además de la temperatura del suelo, también se incrementa la temperatura del ambiente, que se relaciona con los cambios de evapotranspiración del sitio con respecto al ciclo hidrológico, aumentando la demanda de evaporación del suelo en el borde. El cambio en la temperatura del suelo puede tener implicaciones en la actividad microbiana, germinación de semillas y el establecimiento de plántulas (Turton y Freiburger, 2006). Por lo tanto, existe una variación en la composición de las especies de plantas dentro de los residuos del bosque que difieren en el borde y en la región de la vegetación inducida (CONABIO, 2010). Se estima que la mortalidad de árboles persistentes que están cerca del borde es debida a la disminución de sus tasas de reclutamiento, relacionado con las condiciones microclimáticas, o al aumentar la competitividad de las especies pioneras. Por lo tanto, en condiciones naturales, el reclutamiento y crecimiento son favorecidos para las plantas que están cerca del borde. Como se menciona al principio, hay otros factores que son la estructura del bosque a lo largo del gradiente de la zona de borde. El tamaño del fragmento, el nivel de alteración y la distancia desde el borde, así como los efectos que tienen un número significativo de especies y densidad de individuos (Hobbs y Yates, 2003).

El efecto de borde de los fragmentos forestales es un proceso generador de micrositios de establecimiento, ya que las partes del ecosistema nativo influyen en las condiciones de la interfaz o la transición entre dos tipos de comunidades: el original y la modificación, cambios asociados con el área del borde son esencialmente una característica específica de un microclima y de una comunidad biótica de un ecotono (Hobbs y Yates, 2003). Este efecto varía según factores como: vegetación nativa de especies dominantes en el borde, área delimitada, orientación, posición geográfica, nivel de perturbación, altitud, precipitación y fertilidad de suelo (Hobbs y Yates, 2003). Varios factores ambientales como la radiación solar, la humedad, la temperatura y la velocidad del viento afectan el bosque desde el borde y pueden cambiar el microclima, la estructura, la composición y la biodiversidad. Los fenómenos extrínsecos e intrínsecos descomponen los bordes cambiando las condiciones ecológicas

naturales. Existe una gran variación en el grado de influencia que el borde puede ejercer sobre los organismos de fragmentos depende en gran medida del contraste entre el bosque y el tipo de hábitat adyacente (Bennett, 1999; Laurance, 1991; Ferreira y Laurance, 1997). El efecto de borde para algunas áreas, bajo ciertos tamaños y formas suele ser muy intenso. Los fragmentos pequeños se someten a un efecto de borde más grande que los fragmentos de borde de mayor tamaño (Bennet, 1999; Forman, 1995; Aizen y Feinsinger, 1994; Murcia, 1995; Shafer, 1981; Aizen y Feinsinger, 1994).

De acuerdo con la intensidad de los cambios causados por los efectos de borde se crea una zonificación dentro de un ecosistema, en donde se encuentran sitios de borde con baja calidad de hábitat, y con alta calidad, que sería el interior del bosque y como consecuencia cambios en la composición de las plantas, en la estructura del bosque, y en la abundancia y densidad de individuos (Janzen, 1983; Murcia, 1995; Ries et al., 2004; Fletcher, 2005). Al influir en las comunidades vegetales en los procesos físicos y ecológicos de las plantas, las dinámicas en el ecosistema se ven alteradas como la dispersión de semillas, cambios en la composición de especies y alteraciones en la composición química del suelo, la humedad y la temperatura (Cadenasso y Pickett, 2000; Cadenasso et al., 2003; Ries y Sisk, 2010). Esto provoca cambios en el funcionamiento de las comunidades biológicas y la alteración de la productividad del ecosistema en el borde de estos fragmentos (Pimm, 1999; Carsjens y Lier, 2002). Estas alteraciones influyen en los esquemas de movimiento y dispersión de especies más generalistas; mientras que en áreas de alta calidad en los bosques albergan especies con requerimientos de hábitat más especializados y algunas de ellas se consideran indicadoras de la calidad del bosque (Murcia, 1995; Broadvent et al., 2008; Ries y Sisk, 2010).

Para la conservación de la biodiversidad en fragmentos forestales, es necesario considerar aspectos importantes como lo son: el tamaño de los fragmentos, su aislamiento, el efecto de borde, aumento en la vulnerabilidad intrínsecos como la densidad del viento, la intervención antrópica y el muestreo, especialmente porque las interacciones entre ellos puede ser esencial para dar

recomendaciones de gestión y determinar la supervivencia de las especies que están dentro de los fragmentos (Lord y Norton, 1990). El tamaño de una región es un factor importante para la conservación, algunos autores garantizan que sea posible conservar en fragmentos pequeños (Simberloff 1982; Jarvinen 1982). Por otro parte hay quienes especifican las áreas necesarias de conservación de mayor tamaño posible como una estrategia para la conservación de los entornos naturales (Janzen, 1983; Willis, 1984; Lovejoy et al., 1986; Tabanez et al., 1997).

3.5 Diversidad de Aves en Bosques de Pino-Encino

Los patrones generales de distribución ecológica de la riqueza de aves en México indican que ambientes de elevaciones mayores como los ecosistemas de pino-encino poseen valores intermedios de riqueza de especies (19.5 %). Sin embargo, la mayoría de las especies endémicas en las aves de México se encuentran en hábitats de alta montaña, como los bosques de pino-encino (17 %) (Navarro-Sigüenza et al., 2014). Por lo que este tipo de vegetación alberga especies que son de gran importancia para la conservación, tal como la Codorniz Coluda Transvolcánica (*Dendrortyx macroura*), el Tucancillo Verde (*Aulacorhynchus prasinus*), el Trepatroncos Mexicano (*Lepidocolaptes leucogaster*), el Vireo Amarillo (*Vireo hypochryseus*), entre otros. Por lo tanto, es necesario el estudio y la conservación de este tipo de vegetación que es intensamente utilizada por los recursos maderables que posee.

Estudios han reconocido a la Sierra Madre al este de San Luis Potosí como punto importante para la conservación de la diversidad de avifauna (Arizmendi-Arriaga y Márquez-Valdemar, 2000; Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Sánchez-González y García-Trejo, 2010; Sahagún-Sánchez, et al., 2013). Sin embargo, todavía hay poco conocimiento del estado actual de la población de aves y faltan estudios sobre la influencia de los procesos de transformación en el paisaje sobre los patrones de distribución y riqueza de las especies de la región (Navarro-Sigüenza et al., 2004).

En la parte de la Sierra Madre Oriental, que corresponde al estado de San Luis Potosí, el 13% de la superficie y cobertura natural está sujeta a cambios en el uso de la tierra y se estima que, en 2025, las áreas totales modificadas podrían triplicarse (Sahagún-Sánchez et al., 2011). En esta situación, la determinación de las tendencias de cambio en el uso de la tierra y la fragmentación es útil para contar el impacto que puede generar modificaciones en la estructura y composición de las áreas de distribución, por consecuencia en diversidad y supervivencia de las especies (Botello et al., 2015; Carrara et al., 2015). La investigación de la transformación y la pérdida de hábitat proporciona elementos para diseñar políticas viables para la conservación de los ecosistemas y biodiversidad de las aves asociadas (Bregman et al., 2014).

3.6 Efecto de Borde en la Avifauna

La estructura de las comunidades como los son la dinámica poblacional de las aves se ven afectadas por la fragmentación y la pérdida de su hábitat (Schmiegelow et al., 1997; Fahrig, 2003). La comunidad de aves se compone de un fragmento particular que no es un subconjunto que se da al azar de la avifauna regional, depende del tamaño, del tipo de matriz, la estructura que tiene la vegetación y las características ambientales del borde (Ambuel y Temple, 1983; Blake y Karr 1987; Wiens et al., 1993; Robinson y Wilcove, 1994; Bender et al., 1998). El número de las especies que ocupan una parte del fragmento está positivamente relacionado con su tamaño (Connor et al., 2000; Fraser y Stuchbury, 2004). Dentro de los mecanismos que se asocian con la extinción de las especies de aves locales en fragmentos del hábitat se encuentran la disminución en el tamaño su área de actividad, la pérdida de heterogeneidad de su hábitat, el efecto de borde y la disminución en la disponibilidad de alimento (Zannette et al., 2000; Schmidt, 2003; Tewksbury et al., 2006). Sin embargo, aunque muchas especies pueden disminuir sus poblaciones hasta extinguirse localmente hay otras que incrementan su abundancia (Crooks y Soulé, 1999). El cambio en la vegetación atrae especies que anteriormente fueron ausentes, quedan especies remanentes de los fragmentos que continúan estables, mientras que muchas otras sobreviven a los disturbios y sus poblaciones se

encuentran en un tamaño muy pequeño (Wilcove et al., 1986; Forman y Gordon, 1986). Se han observado diversas respuestas de las especies al proceso de fragmentación, de las cuales dependen del sistema y la ecología de las especies que involucra.

Los efectos negativos generados por la fragmentación han sido registrados a nivel poblacional y comunidad de aves (Wilcove et al., 1986; Lehmkuhl y Ruggier, 1991; Saunders et al., 1991; Wiens et al., 1993; Robinson et al., 1995; Gustafson y Gardner, 1996; Radford et al., 2005), los cuales han estado relacionados a factores y procesos con respecto a la disponibilidad de alimento (Senft et al., 1987; Bruun y Smith, 2003; Donoso et al., 2003), a sitios de nidificación, depredación y parasitismo de las crías (Andrén, 1992; Martin, 1993; Villard et al., 1993; Robinson y Wilcove, 1994; Robinson et al., 1995), así como la dinámica de los ecosistemas y las comunidades (Robinson et al., 1992; Wiens et al., 1993; Radford et al., 2005).

En las últimas décadas, la flora y fauna han disminuido su abundancia debido a la intensificación agrícola asociada con la reducción de los elementos de paisaje seminatural (Altieri, 1999; Robinson y Sutherland, 2002; Billeter et al., 2008). Además de reducir el área total, la fragmentación también producirá linderos, que son las zonas de vegetación originales en contacto con diferentes ambientes, normalmente suelo agrícola o urbano (Helle y Helle, 1982; Saunders et al., 1991; Murcia, 1995). La conservación de los cultivos y entornos que no se cultivan son importantes para la conservación de las aves propias del lugar (Green et al., 1994; Sparks et al., 1996; Jobin et al., 2001). Estas especies presentes en sistemas agrícolas cumplen con muchos roles que benefician la producción como el control de plagas naturales y la polinización. Para integrar la conservación de los servicios de los ecosistemas proporcionados por las aves como un factor relevante en la toma de decisiones agrícolas, es importante evaluar la medida en que las poblaciones de aves se ven afectadas por la intensa agricultura.

3.7 Métodos de Estudio y Evaluación del Efecto de Borde

Diversos estudios indican que la diferencia borde-interior se deben a la propiedad de bordes para facilitar o reducir los flujos e interacciones del paisaje (Ries et al., 2004; López-Barrera et al., 2007) resaltando la influencia del movimiento de organismos (Murcia, 1995; Broadvent et al., 2008; Ries y Sisk, 2010). Se ha reconocido que dicha propiedad incita la mezcla de especies del interior como de exterior, de igual manera la aparición de nuevas especies propias de ambientes de borde (Hilty et al., 2006). Sin embargo, se ha reportado una disminución de organismos especializados debido a la desaparición de sus hábitats conservados y a la invasión de especies exóticas (Cadenasso y Pickett, 2000; Ries et al., 2004).

Los estudios de efecto de borde son específicos y los resultados no son generales para la realización de una teoría universal de cómo los organismos responderán a estos efectos. Asimismo, muchos trabajos demuestran que hay cambios en la composición vegetal afectando de forma directa la estructura de las comunidades del borde, principalmente la abundancia y densidad de los individuos (Murcia, 1995, Cayuela 2006, Salek et al., 2013). Existen más cambios que se producen en la composición y estructura de los ecosistemas debido a la interacción de especies, procesos ecológicos como la dispersión de semillas (Cadenasso et al., 2003), la polinización, crecimiento de plantas, patrones de supervivencia y la migración de especies (Fagan et al., 1999; Turner et al., 2001; López-Barrera et al., 2007; Ries y Sisk, 2010), con afectaciones en el funcionamiento y productividad de las comunidades dentro del borde del fragmento (Pimm, 1999; Carsjens y Lier, 2002).

De todas las consecuencias han derivado un gran interés por los impactos biológicos significativos del efecto de borde en bosques fragmentados (Ewers et al., 2010). Muchos de los estudios concentran su atención en la respuesta de organismos a condiciones ambientales de los bordes (Murcia, 1995; Oosterhoon y Kapelle, 2000; Ries et al., 2004; Harper et al., 2005), otros se enfocan en la estructura de los fragmentos y la relación con las comunidades conservadas en el interior (Tabrelli et al., 1999; Zeng y Chen, 2000; Broadvent et al., 2008).

La distancia del efecto de borde también es una variable importante que considerar, ya que los efectos en los fragmentos varían entre distintos ambientes y enfoques analíticos. Salek et al. (2013) indican que 12.5 m en promedio detectan las variaciones de los bordes, mientras que Montenegro y Vargas (2008) sugieren que ocurren entre los 10 y 20 m, según la composición de especies de las comunidades vegetales. Se presenta que los valores más altos de riqueza, diversidad y abundancia se concentran en el borde de los fragmentos, y tienden a disminuir hacia el interior, dicha tendencia es clara en el caso de diversidad, el resto de las variables suelen reducirse, en los primeros 100 y 150 m desde el borde y vuelve a incrementarse hacia el interior.

En México, se han realizado algunos estudios que describen cambios en la estructura de las poblaciones de aves en sitios de bosque de pino-encino con diferentes niveles de perturbación. El patrón general muestra una mayor riqueza de aves en los bosques no perturbados en comparación con los bosques perturbados (Almazán-Núñez et al., 2018).

3.8 Importancia de la Investigación en Bosques de Pino-Encino

Los bosques de pino-encino no solo son fundamentales para la conservación de la biodiversidad y la mitigación del cambio climático, sino que también tienen una relación intrínseca con la agricultura (Mendoza-Ponce et al., 2018). Estos ecosistemas influyen en los patrones de precipitación, la recarga de acuíferos y la regulación de los flujos de agua en las regiones donde se encuentran (Ellison et al., 2017). En este sentido, la investigación en bosques de pino-encino y su interacción con la agricultura es de suma importancia.

Uno de los aspectos clave de la investigación en bosques de pino-encino y la agricultura es la comprensión de cómo estos ecosistemas influyen en la disponibilidad de agua para la agricultura. Los bosques de pino-encino actúan como reguladores naturales de los ciclos hidrológicos al capturar agua de lluvia y liberarla gradualmente a lo largo del año (Aragão, 2012). Sin embargo, la agricultura afecta a los bosques de pino-encino. La tala de bosques para la agricultura y la intensificación de la producción agrícola pueden tener impactos

significativos en estos ecosistemas (Mendoza-Ponce et al., 2018). La deforestación y la conversión de bosques en tierras de cultivo pueden disminuir la capacidad de los bosques para regular el agua, lo que a su vez puede tener efectos negativos en la agricultura al aumentar la vulnerabilidad a sequías y crecidas repentinas (Castruita-Esparza et al., 2023). Por lo que se busca encontrar un equilibrio entre la conservación de estos ecosistemas y la producción agrícola. Esto incluye el desarrollo de prácticas agrícolas que minimicen el impacto en los bosques, la promoción de sistemas agroforestales que integren árboles de pino y encino con cultivos agrícolas, y la restauración de áreas degradadas para mejorar la resiliencia de los paisajes.

El estudio de los bosques de pino-encino y la agricultura contribuye a la toma de decisiones informadas en políticas agrícolas y de conservación. Además de proporcionar datos y evidencia científica que respaldan la importancia de mantener la integridad de estos ecosistemas y promover enfoques integrados de gestión de tierras que benefician tanto a la agricultura como a la conservación de la biodiversidad.

Por otro lado, los bosques de pino-encino albergan una gran diversidad de flora y fauna, muchas de las cuales son beneficiosas para la agricultura. Por ejemplo, ciertas aves pueden actuar como controladores de plagas al alimentarse de insectos dañinos para los cultivos o bien polinizadores (Martin et al., 2021). Por lo tanto, es fundamental comprender cómo la conservación de la biodiversidad en los bosques de pino-encino puede promover servicios ecosistémicos beneficiosos para la agricultura, como la polinización de cultivos, la regulación de plagas y la mejora de la calidad del suelo y así contribuir a la agricultura sostenible (Galicia, et al., 2015; Wallace et al., 2015).

Además, la investigación en bosques de pino-encino y la agricultura tiene un enfoque interdisciplinario que aborda cuestiones socioeconómicas. Se busca comprender cómo las comunidades rurales que dependen de la agricultura y los recursos forestales pueden beneficiarse de la conservación de los bosques de pino-encino (Galicia et al., 2018). Esto implica la evaluación de prácticas de

manejo forestal comunitario, la promoción de sistemas de agroforestería que integren la agricultura y la gestión sostenible de los recursos naturales.

El estudio de estos ecosistemas es crucial para enfrentar los desafíos de la seguridad alimentaria y la conservación de la biodiversidad en un mundo en constante cambio. El cambio climático, la expansión agrícola y la intensificación de la producción de alimentos son cuestiones que requieren una comprensión profunda de la interacción entre la diversidad que habita los bosques de pino-encino y la agricultura.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

El sitio de estudio se localiza en la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda de Guanajuato (RBSGG) en la localidad El Ocotero, municipio de Xichú, Guanajuato. Tiene una superficie de 912 km², el límite Norte es con el estado de San Luis Potosí, y al Este con el municipio de Atarjea, al Sur con el estado de Querétaro y al Oeste con el municipio de Victoria. Las coordenadas centrales 21° 18' 51.9'' N y 100° 06' 38.2'' O (Figura 2). Los principales usos de suelo son la agricultura, extracción de madera y ganadería por lo que posee una matriz heterogénea con grandes fragmentos de bosque de pino y encino, encino-pino, cedro, en otros.



Figura 2. Ubicación geográfica de La Colmena de El Ocotero municipio de Xichú, Guanajuato.

4.2.1 Clima

La localidad de El Ocotero se encuentra a una elevación de 2460 m. Tiene un clima variable, desde cálido subtropical hasta el templado y una precipitación anual de 617 milímetros. La temperatura media anual es de 18°C con máxima de 38°C y una mínima de 1°C.

El estudio se llevó a cabo en las zonas serranas con altitudes superiores a 2,000 msnm con clima templado subhúmedo, con una precipitación entre 700 y 800 mm, la temperatura media anual entre 16°C y 18°C, la máxima precipitación es en el mes de agosto y el mes más cálido es mayo.

4.2.2 Flora

La flora se encuentra constituida principalmente por bosque de encino y pino (*Quercus rugosa*, *Q. laurentifolia*, *Pinus devoniana*, *Pinus teocote*, *Pinus ocarpa*). También, se cuenta con especies forrajeras como zacate lobero (*Lycurus phleoides*), zacate navajita (*Bouteloua gracilis*), zacate plumero blanco (*Cortaderia selloana*), zacate tres barbas (*Aristida ternipes*). Y otras especies como pingüica (*Arctostaphylos pungens*), nopal (*Opuntia ficus-indica*), táscate (*Juniperus deppeana*) y madroño (*Arbutus unedo*).

4.2.3 Fauna

La fauna que predomina consta de conejo (*Oryctolagus cuniculus*), ardilla (*Sciurus vulgaris*) y tejón (*Nasua narica*), aves como la codorniz (*Colinus virginianus*), halcón (*Falco peregrinus*), zopilote (*Cathartes aura*) y gavilán (*Accipiter striatus*).

4.3 Muestreo de aves

Para este estudio se empleó el método de puntos de conteo por radio fijo. Este método permite evaluar y analizar la relación de la abundancia con el hábitat, recopilando una medición de los tipos de hábitats y poder detectar especies raras.

El muestreo se llevó a cabo de abril a agosto de 2021 y se registró la diversidad de aves durante las estaciones de primavera-verano. Para ello se establecieron 18 puntos de conteo de 1 km separados por 200 m, de los cuales nueve fueron en el borde del bosque y nueve en el interior. Cada punto fue georreferenciado con ayuda de un receptor GPS. El inicio del monitoreo fue 20 minutos después de la salida del sol, en cada estación se llevó a cabo el conteo de aves durante 10 minutos, con un total de 2 a 3 horas por visita. Las visitas se realizaron dos veces por semana designando un día para el borde y otro para el interior del bosque. Para realizar el conteo, se llegó al lugar de estudio causando la menor perturbación posible, dentro del radio de cada punto de conteo. Se registró la especie y el número de individuos detectados. No se realizó el monitoreo cuando la neblina era muy densa o cuando las condiciones de lluvia no lo permitieron. Para la observación de aves se utilizaron binoculares y una cámara fotográfica (Nikon COOLPIX 30x). La identificación de aves se llevó a cabo con guías de campo especializadas (Peterson et al., 2021), complementado con plataformas de bases de datos como Naturalista (<https://www.naturalista.mx/>) y eBird, (<https://ebird.org/>).

Además de los datos de diversidad se obtuvieron las siguientes variables para cada especie: estado migratorio y categoría de conservación (<https://ebird.org/home>). De la base de datos AVONET (Tobías et al., 2022) se obtuvo la masa (g), el nivel trófico, nicho trófico, estilo de vida primario y estilo

de vida primario con la finalidad de conocer si estas variables cambiaban conforme el efecto de borde.

Nivel trófico

Herbívoro = especie que obtiene al menos el 70% de sus recursos alimenticios de las plantas; Carnívoro = especie que obtiene al menos el 70% de los recursos alimentarios consumiendo animales invertebrados o vertebrados vivos; Omnívoro = especie que obtiene recursos de múltiples niveles tróficos en proporciones aproximadamente iguales.

Nicho trófico

Frugívoro = especie que obtiene al menos el 60% de los recursos alimentarios de la fruta; Granívoro = especie que obtiene al menos el 60% de los recursos alimentarios de semillas o frutos secos; Nectarívoro = especie que obtiene al menos el 60% de los recursos alimentarios del néctar; Herbívoro = especie que obtiene al menos el 60% de los recursos alimentarios de otros materiales vegetales en sistemas no acuáticos, incluidas hojas, yemas, flores enteras, etc.; Invertívoro = especie que obtiene al menos el 60% de los recursos alimentarios de invertebrados en sistemas terrestres, incluidos insectos, gusanos, arácnidos, etc.; Omnívoro = Especie que utiliza múltiples nichos, dentro o a través de niveles tróficos, en proporciones relativamente iguales.

Estilo de vida primario (EVP):

Aéreo = especie pasa gran parte del tiempo en vuelo y caza o busca alimento predominantemente mientras vuela; Terrestre = especie pasa la mayor parte de su tiempo en el suelo, donde obtiene alimento mientras camina o salta (tenga en cuenta que esto incluye especies que también caminan en el agua con el cuerpo elevado por encima del agua); Insectorial = especie pasa gran parte del tiempo posada sobre el suelo, ya sea en ramas de árboles y otra vegetación (es decir, arbórea), o en otros sustratos elevados, incluidos rocas, edificios, postes y alambres; Generalista = la especie no tiene un estilo de vida primario porque pasa el tiempo en diferentes clases de estilos de vida.

4.4 Análisis de datos

El esfuerzo de muestreo se estimó mediante la construcción de curvas de rarefacción y exploración, que también permiten estimar la abundancia de especies a partir de muestras grandes (Chao et al., 2014).

Para analizar la diversidad alfa, se utilizaron la riqueza y abundancia de las especies bajo el enfoque de diversidad verdadera (números de Hill), con estimaciones para cada orden y sus intervalos de confianza. Entonces, $q=0$ se refiere a la riqueza o número de especies, independiente de la abundancia de especies; $q=1$ (exponencial del índice de Shannon) se refiere al número efectivo de especies, en donde todas las especies contienen una abundancia similar y su cálculo no están sesgados por especies raras, y $q=2$ (inverso de Simpson) representa el número real de especies altamente abundantes o dominantes (Moreno et al. 2011). Este análisis se llevó a cabo con el programa R (R Core Team 2020) utilizando el paquete iNEXT (Hsieh et al., 2016).

Para analizar la diversidad beta entendida como el recambio en la composición de especies entre sitios, se elaboró un diagrama de Venn. Este diagrama considera el número de especies compartidas y los números de especies exclusivas de cada sitio. Además, para conocer si había diferencias entre la abundancia temporal de aves y su masa se llevó a cabo un análisis para la comparación entre los grupos mediante las pruebas Kruskal-Wallis y Mann-Whitney respectivamente, con el programa Past v.4 (Hammer et al., 2001).

5. RESULTADOS

Se registraron un total de 1,534 individuos correspondientes a 19 especies, 17 géneros y 11 familias (Tabla 1). Las familias más representativas fueron, Columbidae (3), Passerillidae (3), Trochilidae (2), Icteridae (2), Turdidae (2) y Fringillidae (2).

La abundancia en el interior del bosque fue de 842 individuos pertenecientes a 17 especies y 692 individuos de 16 especies en el borde. En

total se presentaron 17 géneros de aves, para el interior 15 y para el borde 14 géneros y para el caso de las familias se observaron un total de 11 familias para el interior y 10 para el borde. Las familias más representativas en el interior fue Columbidae y Passerellidae y en el borde fue Turdidae (Tabla 1).

La abundancia temporal de las aves tendió a diferir por mes (Figura 3). Sin embargo, en el interior del bosque no hubo diferencias significativas en la abundancia mensual ($H=9.06$; $p=0.09$). En contraste, el borde del bosque mostró diferencias significativas con respecto a la abundancia temporal de aves ($H=11$; $p=0.04$).

Diversidad alfa

Con respecto a la diversidad alfa, que considera la riqueza de especies (q_0), las especies igualmente abundantes (q_1) y especies igualmente dominantes (q_2) se encontró que solamente en el nivel q_0 fue mayor en el interior del bosque que en el borde (Figura 4).

Diversidad beta

Con respecto al recambio de especies, 14 especies (73%) de aves se compartieron entre los dos tipos de bosque, tres especies (16%) son exclusivas del interior (*Molothrus aeneus*, *Sitta carolinensis* y *Patagioenas fasciata*) y solo dos (11%) del borde (*Turdus migratorius* e *Icterus abeillei*), lo que indica que la cantidad de especies únicas es casi un tercio más en el interior del bosque, que en el borde (Figura 5).

Variabes de las aves

Para el estado migratorio de las aves se encontró que tanto en el interior como en el borde hubo 12 aves residentes. Con respecto a las migratorias cuatro estuvieron en el borde y cinco en el interior (Tabla 1). Con respecto al estado de conservación de aves, 16 especies están en la categoría de preocupación menor, de las cuales seis son del interior del bosque, tres del borde y siete compartidas. Solamente una especie estuvo en la categoría de en peligro de extinción, la cual se comparte entre el interior y borde; además una especie sin preocupación se registró en el borde del bosque (Tabla 1). Con respecto a la

masa de las aves no se encontraron diferencias significativas con respecto al borde y al interior del bosque ($U= 102$; $p=0.913$).

Dentro del nivel trófico encontramos para el interior del bosque una especie carnívora, siete herbívoras y seis omnívoras, mientras que para el borde cinco herbívoras y siete omnívoras (Figura 6). Para el nicho trófico en el interior hubo una especie frugívora, cuatro granívoros, un invertívoro, dos nectarívoros y seis omnívoros, y para el borde se encontró el mismo patrón, excepto en el granívoro que hubo dos especies con esta categoría (Figura 7). Para el estilo de vida, en el interior hubo dos especies aéreas, cinco generalistas, cuatro sensoriales y tres terrestres, mientras que para el borde del bosque se registró el mismo patrón, excepto en el terrestre que solamente hubo una especie con esta categoría (Figura 8).

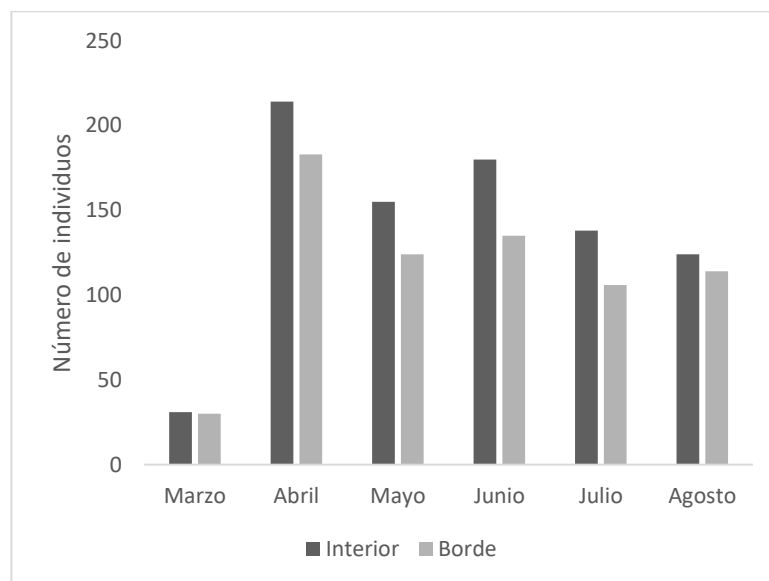


Figura 3. Abundancia temporal. Se presenta el número de individuos de los meses de muestreo en el interior y en el borde del bosque de encino-pino.

Tabla 1. Especies de aves presentes en la localidad El Ocotero, municipio de Xichú en el estado de Guanajuato. Se presenta el estado de conservación según la UICN o la NOM-059 de preocupación menor (PM), en peligro de extinción (PE) y sin preocupación (SP). Se muestra estado migratorio (EM): residente (R), migratorio (M). Se encuentra nivel trófico (NT) herbívoro, omnívoro y carnívoro, nicho trófico (NiT) granívoro, insectívoro, frugívoro, omnívoro y nectarívoro, estilo de vida primario (EVP) insesorial, generalista, terrestre y aéreo y datos no disponibles (ND).

Familia	Nombre Científico	Nombre común	Bosque	Abundancia	Masa	EM	EC	NT	NiT	EVP
Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	Piranga encinera	Comparte	19	37.7	M	PM	Carnívoro	Invertívoro	Insesorial
Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	Paloma encinera	Interior	6	366.3	R	PM	Herbívoro	Granívoro	Terrestre
Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	Tortolita pico rojo	Comparte	358	47.5	R	PM	Herbívoro	Omnívoro	Terrestre
Columbidae	<i>Columbina inca</i>	Tortola cola larga	Comparte	39	35.4	R	PM	Herbívoro	Granívoro	Terrestre
Corvidae	<i>Aphelocoma wollweberi</i>	Chara pecho gris	Comparte	181	113.3	R	PM	Omnívoro	Omnívoro	Generalista
Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	Pinzón mexicana	Comparte	16	21.4	R	PM	Herbívoro	Granívoro	Insesorial
Icteridae	<i>Icterus wagleri</i>	Calandria de Wagler	Comparte	54	11.5	R	PM	ND	ND	ND
Icteridae	<i>Icterus abeillei</i>	Calandria flancos negros	Borde	28	55.2	R	PM	Omnívoro	Omnívoro	Insesorial
Icteridae	<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo ojo rojo	Interior	4	63.0	M	PM	Omnívoro	Omnívoro	Generalista
Passerellidae	<i>Spizella pallida</i>	Gorrión pálido	Comparte	13	11.2	M	PM	Omnívoro	Granívoro	Generalista
Passerellidae	<i>Pipilo maculatus</i>	Rascador moteado	Comparte	284	39.3	R	PM	Omnívoro	Omnívoro	Generalista
Passerellidae	<i>Junco phaeonotus</i>	Ojos de lumbre	Comparte	294	20.4	R	PM	Omnívoro	Omnívoro	Generalista
Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	Carpintero bellotero	Comparte	50	79.6	R	SP	Herbívoro	Granívoro	Insesorial
Ptiligonatidae	<i>Ptiliogonys cinereus</i>	Capulínero gris	Comparte	47	33.6	R	PM	Omnívoro	Omnívoro	Insesorial
Sittidae	<i>Sitta carolinensis</i>	Bajapalos pecho blanco	Interior	4	21.0	M	PM	Omnívoro	Omnívoro	Insesorial
Trochilidae	<i>Selasphorus calliope</i>	Zumbador garganta rayada	Comparte	29	3.5	M	SP	Herbívoro	Nectarívoro	Aéreo
Trochilidae	<i>Selasphorus platycercus</i>	Zumbador cola ancha	Comparte	17	2.6	R	PE	Herbívoro	Nectarívoro	Aéreo
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	Mirlo primavera	Borde	38	78.5	M	PM	Omnívoro	Invertívoro	Generalista
Turdidae	<i>Myadestes occidentalis</i>	Clarín jilguero	Comparte	53	36.4	R	PM	Herbívoro	Frugívoro	Insesorial

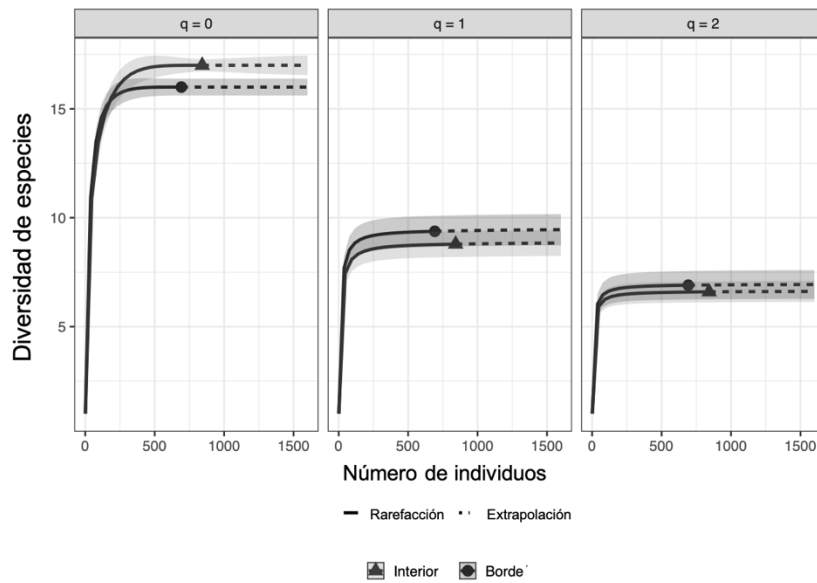


Figura 4. Diversidad alfa de aves. Los órdenes de diversidad (q_0 = riqueza de especies; q_1 = especies igualmente abundantes; q_2 = especies igualmente dominantes) en el interior y en el borde de un bosque de encino-pino. Las líneas continuas indican la rarefacción individual; líneas punteadas la extrapolación; y el sombreado los intervalos de confianza al 95%.

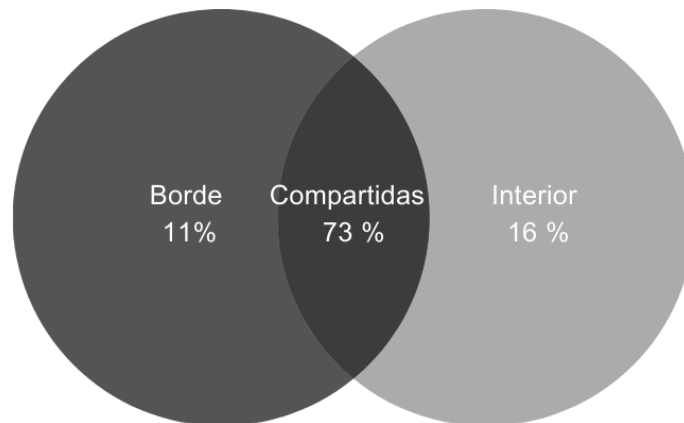


Figura 5. Diagrama de Venn. Representa el número de especies exclusivas y compartidas entre el interior y el borde del bosque de encino-pino.

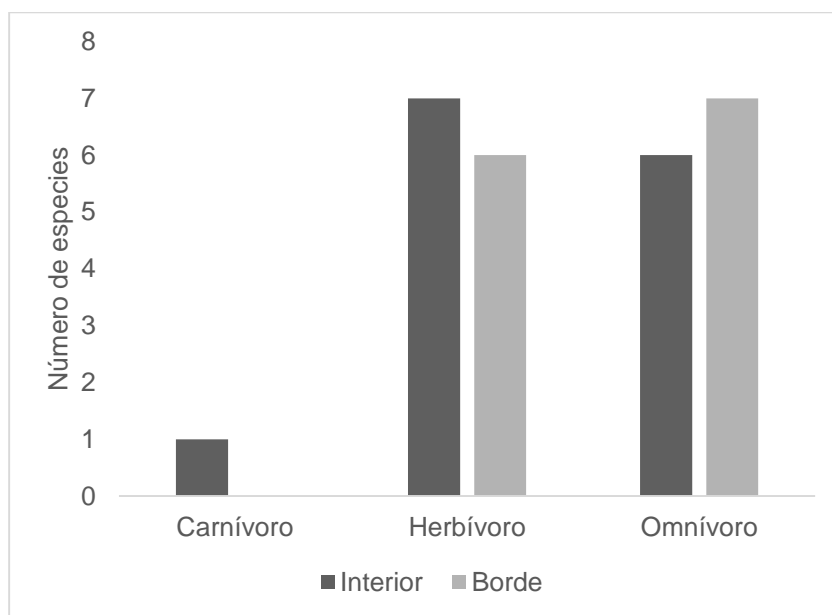


Figura 6. Nivel trófico. Se presentan las categorías de dieta de tres niveles tróficos. Los herbívoros representan a los consumidores primarios, mientras que los carnívoros representan a los consumidores secundarios y terciarios en el interior y en el borde de un bosque de encino-pino.

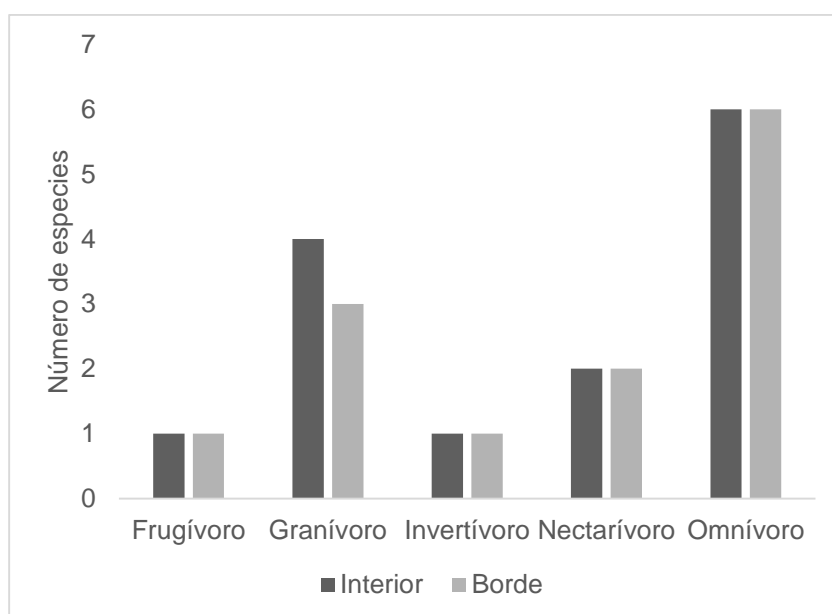


Figura 7. Nicho trófico. Se presentan las distintas categorías que abarcan los principales tipos de recursos utilizados por las aves en el interior y en el borde de un bosque de encino-pino.

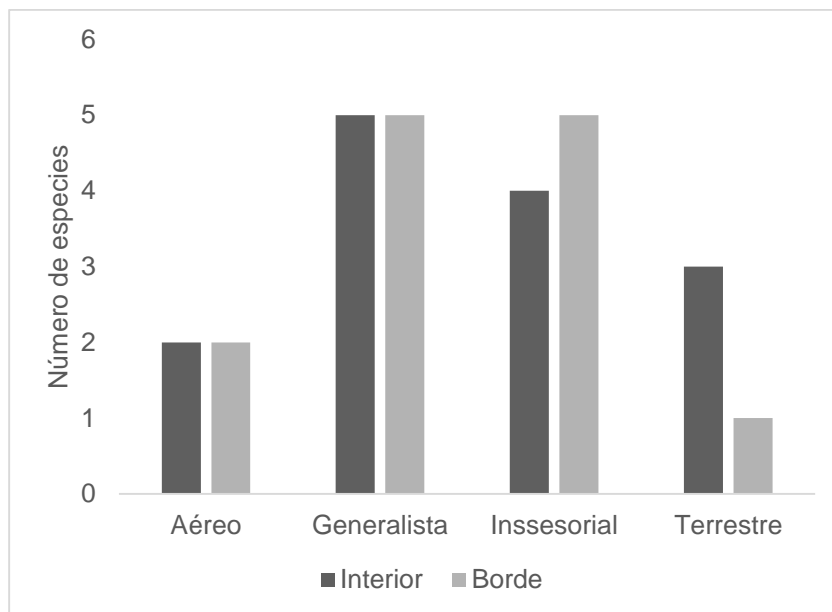


Figura 8. Estilo de vida primario. Clasificación de las especies según sus hábitos de movimiento predominante mientras se alimentan en el interior y en el borde de un bosque de encino-pino.

6. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio revelan que el efecto del borde tiene una influencia negativa marginal en la diversidad, es decir, la riqueza de especies. Sin embargo, los hallazgos sugieren que algunas especies tienen la capacidad de adaptarse a las condiciones del borde, ya que alrededor del 70% de las especies de aves se encontraron tanto en el interior como en las zonas de borde del bosque.

El efecto de borde sobre el grupo de aves no ha mostrado un patrón general para explicar su influencia sobre estas especies (Sisk y Battin, 2002). Entonces, el cómo responderán las especies a los bordes dependerá directamente de las preferencias de hábitat y las características de las especies (Balestrieri et al., 2015). Estos atributos determinarán los patrones de la variación de la abundancia de especies con respecto al borde del bosque (Ewers y Didham 2006).

Los datos mostraron que hay un efecto negativo marginal en la diversidad de aves con respecto del interior y el borde del bosque, ya que hay una mayor riqueza de especies en el interior. En contraste, el número de especies igualmente abundantes y dominantes no mostraron diferencias entre el interior y el borde. Esto podría deberse a que en el interior del bosque hay una mayor cantidad de recursos que se ofrecen a especies con requerimientos específicos de hábitat (e.g., frugívoros; Waltson et al., 2004). No obstante, hay estudios que indican que los bordes del bosque son hábitats relevantes para algunas especies de aves tanto generalistas como especialistas, ya que pueden proporcionar alimento o refugio de una mayor cantidad y calidad por la mezcla de distintos tipos de hábitat, lo que favorece al tamaño de las poblaciones, por lo que es necesario considerarlos en el manejo y conservación de los bosques (Terraube et al., 2016).

La composición de aves esta moldeada a nivel local por la estructura de la vegetación, la cobertura forestal del paisaje, así como por los filtros ambientales y la limitación de la dispersión de las especies a sitios con distinta cobertura vegetal (Chase y Myers, 2011). Al analizar el recambio de especies en el sitio de estudio solo el 16 % fue exclusiva del interior, el 11 % del borde y la gran mayoría (73 %) se compartió ambos hábitats. Se ha reconocido que el tipo de matriz del paisaje influirá sobre la avifauna (Menezes et al., 2016). Por ejemplo, en el sitio de estudio se sugiere que las aves pueden utilizar ambos hábitats debido al buen estado de conservación del sitio, ya que en matrices mucho más fragmentadas las aves podrían tener una respuesta distinta con respecto al uso de estos hábitats. Esto podría ser explicado por la hipótesis de una mayor disponibilidad de recursos en los bordes, los cuales podrían considerarse hábitats clave para las aves, al igual que el interior del bosque (Terraube et al., 2016). Por otro lado, sitios en donde las especies con requerimientos específicos de hábitat suelen desaparecer también provocará una disminución de la diversidad beta. Por el contrario, la limitación de dispersión de algunas especies podría aumentar el recambio de especies (Laurence et al., 2007).

La respuesta de las aves según su estatus migratorio muestra que el número de especies de aves residentes es igual en el interior que en el borde del bosque. Sin embargo, con respecto a las aves migratorias se encontró casi el doble de aves migratorias en el interior que en el borde. Se ha reportado que la mayoría de los migrantes tropicales tienden a evitar los bordes, por el contrario, las especies de bosques templados tienden a usarlos con mayor frecuencia (Villard, 1998). Es probable que en el interior del bosque se encuentren especies de hábitos con requerimientos más específicos en su dieta en comparación con otras especies migratorias que son oportunistas con respecto a la disponibilidad de alimento o refugio en los bordes del bosque (Lin et al., 2020).

Las categorías de conservación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2020) son una forma estandarizada y globalmente reconocida de evaluar el estado de conservación de las especies en todo el mundo. Estas categorías se utilizan para identificar el nivel de amenaza al que se enfrentan las especies y, en función de esta evaluación, se pueden tomar medidas para su protección y conservación. En este estudio la mayoría de la avifauna se encuentra en la categoría preocupación menor (PM), en donde, no enfrentan un riesgo significativo de extinción en un futuro próximo. Sin embargo, se monitorean para asegurar que no entren en categorías de riesgo más altas (IUCN, 2020). En este estudio se registró una sola especie en peligro de extinción, el Zumbador cola ancha (*Selasphorus platycercus*), que se comparte entre el interior y el borde del bosque. De este modo, el sitio de estudio podría contribuir en la conservación de esta especie y otras en categorías de riesgo.

En este estudio se utilizó la información de la base de datos AVONET para explorar otras variables poco analizadas de las aves que podrían estar asociadas al uso de los hábitats (Tobias et al., 2022). Con respecto a la masa corporal no se encontraron diferencias entre el interior y el borde, este patrón fue similar para el nivel trófico, nicho trófico y estilo de vida primario de las aves que mostraron el mismo número de especies en ambos hábitats. No obstante, en el nivel trófico, se encontró en el interior una especie carnívora y un mayor número

de especies herbívoras, y el borde estuvo mejor representado por las omnívoras. Este patrón sugiere que los niveles tróficos más especializados están relacionados al interior del bosque, mientras que los omnívoros tienden a ser generalistas u oportunistas en el uso de recursos (Lin et al., 2020).

En particular, el nicho trófico mostró que las especies granívoras estuvieron mejor representadas en el interior del bosque, contrario a lo reportado en otros estudios que encuentran que los granívoros están asociados a zonas abiertas o perturbadas (Álvarez-Álvarez et al., 2018). Sin embargo, el sitio de estudio presenta en el interior distintas especies arbóreas de las cuales podrían alimentarse las aves. En el EVP se encontró que el interior estuvo mejor representado por especies terrestres, lo que sugiere que algunas especies utilizan el interior del bosque para evitar la depredación (Wilson et al., 2001). En este sentido, el borde se representó mayormente por especies de aves insessoriales, las cuales se mueven entre el suelo, las ramas, o en cables o postes por lo que es posible que en hábitats abiertos encuentren condiciones para este tipo de conducta.

La fragmentación puede producirse por procesos naturales, que alteran el medio lentamente, ya sea por el viento, lluvia, derrumbes o incendios, así como por la agricultura intensiva, el pastoreo, o bien por las actividades antrópicas de los humanos como carreteras y ciudades, que pueden causar la extinción de las especies animales y vegetales por la reducción de las poblaciones (CONABIO, 2012). Es importante mantener un bosque conservado para seguir manteniendo las especies que ahí habitan, ya que no solo sirven como refugio de las aves, al contrario, ayudan a la disminución de la erosión, conservación y recuperación de ese suelo, también ayudan a la captura del carbono y asimilación de diferentes contaminantes que puedan afectar a la flora y fauna de ese bosque, y sirve como protector de la biodiversidad de los ecosistemas y las diferentes vidas que ahí habitan (CONABIO, 2012).

7. CONCLUSIONES

Aunque se detectó un efecto negativo marginal del borde del bosque en la diversidad de especies de aves, alrededor del 70% de las especies se compartieron entre el borde e interior del bosque. Esto sugiere que las especies pueden adaptarse a las condiciones del borde.

No existe un patrón general que explique la influencia del borde en las especies de aves. La respuesta de las aves al borde podría relacionarse también con sus preferencias de hábitat y características específicas.

Se observó una mayor riqueza de especies en el interior del bosque en comparación con el borde. Esto podría deberse a la mayor disponibilidad de recursos en el interior, especialmente para especies con requerimientos específicos de hábitat, como los frugívoros.

Los bordes del bosque son hábitats relevantes para algunas especies de aves, tanto generalistas como especialistas. La mezcla de diferentes tipos de hábitats en los bordes puede proporcionar alimento y refugio de alta calidad, lo que favorece el tamaño de las poblaciones. Por lo tanto, es esencial considerar los bordes en las estrategias de manejo y conservación de los bosques.

Las aves migratorias de bosques templados tienden a utilizar los bordes con mayor frecuencia que las aves migratorias tropicales, que tienden a evitarlos. Esto puede estar relacionado con diferencias en los hábitos de alimentación y la disponibilidad de recursos en estos hábitats.

La mayoría de la avifauna se encuentra en la categoría "preocupación menor", se identificó una especie en peligro de extinción, lo que destaca la importancia del sitio de estudio en su conservación.

Se encontraron diferencias en el nivel trófico, con un mayor número de omnívoros en el interior y el borde, en comparación con especies carnívoras y herbívoras.

8. LITERATURA CITADA

- Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H. J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., y Malingreau, J. P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297(5583), 999-1002.
- Aguiar, L., & Marinho-Filho, J. (2007). Bat frugivory in a remnant of Southeastern Brazilian Atlantic forest. *Acta Chiropterologica*, 9(1), 251-260.
- Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75(2), 330–351. <https://doi.org/10.2307/1939538>
- Almazán-Núñez, RC, Charre, GM, Pineda-López, R., Corcuera, P., Rodríguez-Godínez, R., Álvarez-Álvarez, EA, & Méndez-Bahena, A. (2018). Relación entre diversidad de aves y hábitat a lo largo de un bosque sucesional de pino-encino en el sur de México. *Nuevas perspectivas en las ciencias forestales*. Intech Open, 185–201.
- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1–3), 19–31. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(99\)00028-6](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(99)00028-6)
- Alvarez-Alvarez EA, Corcuera P, Almazán-Núñez RC. 2018. Spatiotemporal variation in the structure and diet types of bird assemblages in tropical dry forest in southwestern Mexico. *Wilson J Ornithol* 130:457–469. doi:10.1676/17-009.1.
- Ambuel B y Temple SA. (1983). Area - dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forest. *Ecology*, 64: 1057 - 1068
- Anderson, R. P., Gómez-Laverde, M., & Peterson, A. T. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models: Predictive models of pocket mouse distributions. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology*, 11(2), 131–141. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00275.x>
- Andrén H. (1992). Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 73: 794 - 804.
- Aragón, LEOC (2012). La bomba de agua de la selva tropical. *Naturaleza*, 489 (7415), 217–218. <https://doi.org/10.1038/nature11485>
- Arizmendi, M., Márquez-Valdemar, L. (2000) Áreas de importancia para la Conservación de las Aves en México (AICAS). CONABIO-CIPAMEX, México.

- Balestrieri, R., M. Basile, M. Posillico, T. Altea, B. De Cinti, and G. Matteucci. 2015. A guild-based approach to assessing the influence of beech forest structure on bird communities. *For. Ecol. Manage.* 356:216–223.
- Bender DJ, Contreras TA y Fahrig L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79: 517 – 533.
- Benítez-Malvido, J., & Martínez-Ramos, M. (2003). Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 17(2), 389–400. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01120.x>
- Bennett, AF. 1999. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation Society*. Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, IUCN. 255 p.
- Berlanga, et al. (2010). *Conservando a nuestras aves compartidas: la visión trinacional de Compañeros en Vuelo para la conservación de las aves terrestres*, Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca pp. 52
- Blake JG y Karr JR. (1987). Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology*, 68: 1724 – 1734.
- Bodin, Ö., Tengö, M., Norman, A., Lundberg, J., & Elmqvist, T. (2006). The value of small size: Loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Applications*, 16, 440-451.
- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Bonan, GB (2008). Los bosques y el cambio climático: forzamientos, retroalimentaciones y beneficios climáticos de los bosques. *Ciencia*, 320 (5882), 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Botello, F., Sarkar, S., & Sánchez-Cordero, V. (2015). Impact of habitat loss on distributions of terrestrial vertebrates in a high-biodiversity region in Mexico. *Biological Conservation*, 184, 59–65. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.035>
- Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H., & Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372–383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>
- Broadbent, T.-. J., Asner, E. y Keller, G. (2008). Fragmentación forestal y efectos de borde por deforestación y tala selectiva en la Amazonia brasileña VL - 132 *JO. Biol. Conservar. Urgencias*.

- Bruun M y Smith HG. (2003). Landscape composition affects habitat use and foraging flight distance in breeding European starling. *Biological Conservation* 114: 179 - 187.
- Cadenasso ML Traynor M and Pickett TA. (1997). Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. *Can. J. For. Res.* 24: 774 - 782.
- Cadenasso, M. L., & Pickett, S. T. A. (2000). Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *The Journal of Ecology*, 88(1), 31–44. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00423.x>
- Cadenasso, M. L., Pickett, S. T. A., Weathers, K. C., & Jones, C. G. (2003). A framework for a theory of ecological boundaries. *Bioscience*, 53(8), 750. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0750:affato\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0750:affato]2.0.co;2)
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M., & Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184, 117–126. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.014>
- Carsjens, GJ y van Lier, HN (2002). Fragmentación y ordenamiento territorial: una introducción. *Paisaje y planificación urbana*, 58 (2–4), 79–82. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(01\)00210-9](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00210-9)
- Castruita-Esparza, LU, Gutiérrez, M., Olivas-García, JM y Rubio-Arias, HO (2023). El bosque de pino-encino de la cuenca del Río Conchos, México: clave para la producción de lluvia y el control de la erosión del suelo. *Ambientes*, 10 (3), 37. <https://doi.org/10.3390/environments10030037>
- Cavender-Bares, J. (2019). Diversification, adaptation, and community assembly of the American oaks (*Quercus*), a model clade for integrating ecology and evolution. *New Phytologist*, 221(2), 669–692. <https://doi.org/10.1111/nph.15450>
- Cayuela, T.-. J. y Luis, PY (2006). SP - T1 - Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles VL-15 JO-Ecosistemas ER.
- Challenger, A., & Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. In *Conocimiento actual de la biodiversidad* (pp. 87–108). CONABIO.
- Chase, J.M. & Myers, J.A. (2011) Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366, 2351–2363.
- Chen J, Franklin JF y Spies TA. (1992). Vegetation responses to edge environments in old-growth douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2: 387 - 396.

- CONABIO (2023). Aves de México. Biodiversidad mexicana. <http://www.conabio.gob.mx/otros/nabci/doctos/aves.html>
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2012) El bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 67 pp.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2010) El bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 67 pp.
- Connor EF, Courtney AC y Yoder JM. (2000). Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81: 734 - 748
- Coppin, P., I. Jonckheere, K. Nackaerts, B. Muys. (2004). Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing* 25(9):1565-1596.
- Crooks KR y Soulé ME. (1999). Mesopredator release and avifauna extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563 - 566.
- Dirzo, R., y Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- Donoso DS, Grez AA y Simonetti JA. (2003). Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. *Biological Conservation* 115: 63 - 70.
- Ellison, D., Morris, CE, Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarsa, D., Gutiérrez, V., van Noordwijk, M., Creed, IF, Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, DV, Tobella, AB, Ilstedt, U., Teuling, AJ, Gebrehiwot, SG, Sands, DC, Muys, B., Verbist, B., Sullivan, CA (2017b). Árboles, bosques y agua: ideas interesantes para un mundo caliente. *Cambio ambiental global: dimensiones humanas y políticas*, 43, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>
- Eriksson LM, Edenius L, Areskoug V y Meritt Jr. DA. (2001). Nest - predation at the edge: an experimental study contrasting two types of edge in the dry Chaco, Paraguay. *Ecography*, 24: 742 - 750.
- Ewers, R. M., and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* 81:117–142.
- Ewers, RM, Marsh, CJ y Wearn, Oregon (2010). Hacer que las estadísticas sean biológicamente relevantes en paisajes fragmentados. *Tendencias en ecología y evolución*, 25 (12), 699–704. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.09.008>

- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecology and Evolution System* 34: 487 - 515
- Ferreira y William, LV, & Laurance, F. (1997). Efectos de la fragmentación forestal sobre la mortalidad y el daño de árboles seleccionados en la Amazonia central. *Biología de la Conservación*, 11, 797–801.
- Fischer, T.-. J., Lindenmayer, J. y David, PY (2007). SP - 265 EP - 280 T1 - Modificación del paisaje y fragmentación del hábitat: una síntesis VL - 16. *JO - Ecología y Biogeografía Global ER*.
- Fletcher, RJ (2005). Múltiples efectos de borde y sus implicaciones en paisajes fragmentados. *La Revista de Ecología Animal*, 74 (2), 342–352. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00930.x>
- Forman, R. (1995). Mosaicos terrestres. La ecología de paisajes y regiones. Cambridge, 9 (5).
- Françoise Burel et Jacques Baudry, (2003). *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*: Paris, TEC & DOC, 1999, 362 p. *Etudes Rurales*, 167–168, 329–333. <https://doi.org/10.4000/etudesrurales.2968>
- Frankham, R. (1995). Conservation genetics. *Annual Review of Genetics*, 29(1), 305–327. <https://doi.org/10.1146/annurev.ge.29.120195.001513>
- Fraser GS y Stutchbury BJM. (2004). Area-sensitive forest birds move extensively 72 among forest patches. *Biological Conservation*, 118: 377 - 387
- Fuentes, G. (2022, 2 de junio). Cómo se adaptan las aves al medio ambiente. *Mundo Sustentable*. https://mundosustentable.com.mx/como-se-adaptan-las-aves-al-medio-ambiente/?expand_article=1
- Galicia, L., Chávez-Vergara, B., Kolb, M., Jasso-Flores, I., Rodríguez-Bustos, L., Solís, EL, Guerra De La Cruz, V., Pérez-Campuzano, E., & Villanueva, A. (2018). Perspectivas del enfoque socio-ecológico en la conservación, aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de México. *Madera y Bosques*, 24 (2).
- Galicia, Leopoldo, Saynes, V., & Campo, J. (2015). Biomasa Aérea, Subterránea y Necromasa en una Cronosecuencia de Bosques Templados con Aprovechamiento Forestal. *Ciencias Botánicas*, 93 (3), 473–484. <https://doi.org/10.17129/botsci.66>
- Gates JE y Gysel LW. (1978). Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*, 59: 871 - 883

- Gernandt, D. S., & Pérez-de la Rosa, J. A. (2014). Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 126–133. <https://doi.org/10.7550/rmb.32195>
- Granados, C., Serrano Giné, D., & García-Romero, A. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. Sierra de Monte-Alto, Centro de México. *Caldasia*, 36(2), 269–287. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v36n2.47486>
- Hames RS, Rosenberg KV, Lowe JD y Dhondt AA. (2001). Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology* 70: 182 - 190.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brososke, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D., Jaiteh, M. S., & Esseen, P.-A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Hedrick, P. W. (2001). Conservation genetics: where are we now? *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 629–636. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(01\)02282-0](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(01)02282-0)
- Helle E y Helle P. (1982). Edge effect on forest bird densities on offshore islands in the northern Gulf of Bothnia. *Ann. Zool. Fennici*. 19: 165 - 169.
- Hilty, J. A., Lidicker, W. Z., Merenlender, A. M. J. A., & Lidicker, W. Z. (2006). Corridor ecology. The science and practice of linking landscapes for biodiversity. Published.6). Corridor ecology. The science and practice of linking landscapes for biodiversity.
- Hobbs, R. J., y Yates, C. J. (2003). Impacts of Ecosystem Fragmentation on Plant Populations. *Generalizing the Idiosyncratic*. *Australian Journal of Botany* 51: 471–488.
- IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.iucnredlist.org>. Acceso el 02 de octubre 2023.
- James Clemente, 2019. The Clements Checklist of Birds of the World
- Janzen, DH (1983). Ningún parque es una isla: aumento de la interferencia externa a medida que disminuye el tamaño del parque. En *Gestión de ecosistemas* (págs. 192-202). Springer Nueva York. Janzen, D.H. (1986). The eternal external threat. En: M.E.Soulé (ed.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*: 286-303. Sinauer, Sunderland
- Järvinen, O. y Jarvinen, O. (1982). Conservación de poblaciones de plantas en peligro de extinción: ¿reservas únicas grandes o varias pequeñas? *Oikos*, 38 (3), 301. <https://doi.org/10.2307/3544669>

- Jobin, B., Choinière, L., & Bélanger, L. (2001). Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(2), 131–143. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(00\)00206-1](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00206-1)
- Kapos V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173 - 185.
- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- Laurance, W. F. (2001). Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology & Evolution*, 15(4), 134–135. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)01838-3](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)01838-3)
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E. et al. (2007) Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One*, 2, e1017.
- Laurance, WF y Bierregaard, RO, join (1997). Restos de bosques tropicales: ecología, gestión y conservación de comunidades fragmentadas. *Journal of Mammalogy*, 79 (3), 1084. <https://doi.org/10.2307/1383118>
- Laurance, William F. (1991). Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical Rain Forest mammals. *Conservation Biology*, 5(1), 79–89. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00390.x>
- Lidicker, Z. J., y Peterson, J. A. (1999). Responses of small mammals to habitat edges. En *Landscape ecology of small mammals* (pp. 211-227). New York, NY: Springer.
- Lin, H. Y., Schuster, R., Wilson, S., Cooke, S. J., Rodewald, A. D., & Bennett, J. R. (2020). Integrating season-specific needs of migratory and resident birds in conservation planning. *Biological Conservation*, 252, 108826.
- Lindenmayer, D. B. and J. F. Franklin. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscale approach*. Island Press. Washington, D.C., USA. 351 p.
- Lindenmayer, T.-. J. y Franklin, D. (2002). SP - T1 - Conservación de la biodiversidad forestal: un enfoque integral a múltiples escalas VL - JO - Bibliovault OAI Repository, Prensa de la Universidad de Chicago.

- López-Barrera, F., Manson, R. H., González-Espinosa, M., & Newton, A. C. (2007). Effects of varying forest edge permeability on seed dispersal in a neotropical montane forest. *Landscape Ecology*, 22(2), 189–203. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9020-3>
- López-Barrera, F., Manson, R. H., González-Espinosa, M., & Newton, A. C. (2007). Effects of varying forest edge permeability on seed dispersal in a neotropical montane forest. *Landscape Ecology*, 22(2), 189–203. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9020-3>
- Lord, J. M., & Norton, D. A. (1990). Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, 4(2), 197–202. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00109.x>
- Lovejoy, TE, Bierregaard Jr., RO, Rylands, AB, Malcolm, JR, Quintela, CE, Harper, LH, Brown Jr., KS, Powell, AH, Powell, GV, Schubart, HOR y Hays, M. (1986). Borde y otros efectos del aislamiento sobre fragmentos de bosque amazónico. En *Biología de la Conservación* (pp. 257–285). Sinauer Associates Inc.
- Lucía Montenegro, A., & Vargas Ríos, O. (2008). Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 56(3). <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i3.5728>
- Martin TE. (1992). Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management? En: *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds* (Ed. Hagan and Jhonston). Pp. 455 - 473.
- Martin TE. (1993). Nest predation and nest sites. *New perspectives on old patterns. BioScience*, 43: 523 - 532.
- Martin, M. P., Peters, C. M., Asbjornsen, H., & Ashton, M. S. (2021). Diversity and niche differentiation of a mixed pine–oak forest in the Sierra Norte, Oaxaca, Mexico. *Ecosphere* (Washington, D.C), 12(4). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3475>
- Matlack GR. (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, 66: 185 - 194.
- Matlack, GR. (1994). Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time. *Journal of Ecology*, 82: 113-123.
- Mendoza-Ponce, A., Corona-Nunez, R., Kraxner, F., Leduc, S., & Patrizio, P. (2018). Identifying effects of land use cover changes and climate change on terrestrial ecosystems and carbon stocks in Mexico. *Global Environmental Change*, 53, 12-23.

- Menezes I, Cazetta E, Morante-Filho JC, Faria D. Forest Cover and Bird Diversity: Drivers of Fruit Consumption in Forest Interiors in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science*. 2016;9(1):549-562. doi:10.1177/194008291600900128
- 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)
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, M. F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, A. T., Berlanga-García, H., & Sánchez-González, L. A. (2010). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 476–495. <https://doi.org/10.7550/rmb.41882>
- Navarro-Sigüenza, A. G., A. Lira-Noriega, M. C. Arizmendi, H. Berlanga, P. Koleff, J. García-Moreno y A. T. Peterson. 2011. Áreas de conservación para las aves de México: integrando criterios de priorización. In *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*. Conabio-CONANP, México, D. F. p. 108-129.
- Oosterhoorn, M., & Kappelle, M. (2000). Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management*, 126(3), 291–307. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(99\)00101-2](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00101-2)
- Ortega-Huerta, MA y Peterson, AT (2004). Modelando patrones espaciales de biodiversidad para la priorización de conservación en el Noreste de México. *Diversity and Distributions*, 10 (1), 39-54. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2004.00051.x>
- Peterson, AT y Navarro-Sigüenza, AG (2009). Construcción de listas de verificación y revisiones de toda la avifauna: revisión de la taxonomía de aves mexicanas. *The Auk*, 126 (4), 915–921. <https://doi.org/10.1525/auk.2009.91009>
- Pompa-García, M., Camarero, J. J., Rodríguez-Trejo, D. A., & Vega-Nieva, D. J. (2018). Drought and spatiotemporal variability of forest fires across Mexico. *Chinese Geographical Science*, 28, 25–37.
- R Core Team. 2020. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Radford JQ, Bennett AF y Cheers GJ. (2005). Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, 124: 317 - 337
- Reese, K. P. (1988). Edge effect: a concept under scrutiny. In *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* (Vol. 53, pp. 127-136).

- Ries, L. y Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 491-522.
- Ries, L., Fletcher, R. J., Jr, Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 491-522. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>
- Riitters, K., Wickham, J., Costanza, J. K., & Vogt, P. (2016). A global evaluation of forest interior area dynamics using tree cover data from 2000 to 2012. *Landscape Ecology*, 31(1), 137–148. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0270-9>
- Robinson SK y Wilcove DS. (1994). Forest fragmentation in the temperate zone and its effects on migratory songbirds. *Bird Conservation International*, 4: 233 – 249.
- Robinson SK, Thompson III FR, Donovan TM, Whitehead DR y Faaborg J. (1995). Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 267: 1987 - 1990
- Robinson SK. (1992). Population dynamics of breeding Neotropical migrants in a fragmented Illinois landscape. Págs.: 408 - 418, en: JM Hagan y DH Johnson, (Eds.): *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Washington D.C., Smithsonian Institutions Press.
- Ruiz-Benito, P., Ratcliffe, S., & Zavala, M. A. (2017). Climate- and successional-related changes in functional composition of European forests are strongly driven by tree mortality. *Glob Chang Biol*, 23, 4162–4176. <https://doi.org/10.1111/gcb.13728>
- Sahagún-Sánchez, F. J., Reyes-Hernández, H., Flores Flores, J. L., y Vargas, L. C. (2011). Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography*, 10(2), 65–86. <https://doi.org/10.1353/lag.2011.0029>
- Šálek, L., Zahradník, D., Marušák, R., Jeřábková, L., & Merganič, J. (2013). Forest edges in managed riparian forests in the eastern part of the Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 305, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.012>
- Sánchez, S., Navarro, F. J. C., & Hernández, J. R. (2013). Humberto Distribución geográfica de la avifauna en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí. *México: Un Análisis Regional de Su Estado de Conservación Revista de Biología Tropical*, 61, 897–925.
- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2).

- Saunders DA, Hobbs RJ y Margules CR. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentations: A review. *Conservation Biology*, 5: 18 - 32
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., & Verkerk, P. J. (2014). Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4(9), 806–810. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>
- Şekercioğlu, C. H. (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 464-471.
- Senft RL, Coughenour MB, Bailey DW, Rittenhouse LR, Sala OE y Swift DM. (1987). Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *Bioscience* 37: 789 - 799.
- Shaffer, M. L. (1981). Minimum Population Sizes for Species Conservation. *Bioscience*, 31(2), 131–134. <https://doi.org/10.2307/1308256>
- Sisk, T.D. and Battin, J. (2002) Habitat Edges and Avian Ecology: Geographic Patterns and Insights for Western Landscapes. *Studies in Avian Biology*, 25, 30-48
- Young, A. y Mitchell, N. (1994). Efectos del microclima y del borde de la vegetación en un bosque fragmentado de podocarpos latifoliados en Nueva Zelanda. *Conservation Biology*, 67 (1), 63–72. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90010-8](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90010-8)
- Sohdi, N. S, Şekercioğlu, C. H., Barlow, J., Robinson, S. K. (2011) Conservation of tropical birds. Wiley Blackwell, New Jersey, USA, 287 pp.
- Sparks, T. H., Parish, T., & Hinsley, S. A. (1996). Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 60(1), 1–8. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(96\)01067-5](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(96)01067-5)
- Stambaugh, M. C., Creacy, G., Sparks, J., & Rooney, M. (2017). Three centuries of fire and forest vegetation transitions preceding Texas' most destructive wildfire: Lost Pines or lost oaks? *Forest Ecology and Management*, 396, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.017>
- Stirnemann, R. L., Potter, M. A., Butler, D., & Minot, E. O. (2015). Compounding effects of habitat fragmentation and predation on bird nests: Fragmentation and nest predation. *Austral Ecology*, 40(8), 974–981. <https://doi.org/10.1111/aec.12282>
- Tabanez, A. A. J., Viana, V. M., & Dias, A. S. (1997). Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba - SP. *Revista Brasileira de Biologia*, fe 1997(1), 47-60.
- Tallmon, D. A., Jules, E. S., Radke, N. J., & Mills, L. S. (2003). Of mice and men and trillium: Cascading effects of forest fragmentation. *Ecological Applications* 13(5), 1193–1203.

- Terraube, J., Archaux, F., Deconchat, M., van Halder, I., Jactel, H. and Barbaro, L. (2016), Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes. *Ecology and Evolution*, 6: 5178-5189. <https://doi.org/10.1002/ece3.2273>
- Tobias, JA, Sheard, C., Pigot, AL, Devenish, AJM, Yang, J., Sayol, F., Neate-Clegg, MHC, Alioravainen, N., Weeks, TL, Barber, RA, Walkden, PA, MacGregor, HEA, Jones, SEI, Vincent, C., Phillips, AG, Marples, NM, Montaña-Centellas, FA, Leandro-Silva, V., Claramunt, S., Schleuning, M. (2022). AVONET: datos morfológicos, ecológicos y geográficos de todas las aves. *Ecology Letters*, 25 (3), 581–597. <https://doi.org/10.1111/ele.13898>
- Turner, I. M. (2001). Species loss in fragments of tropical Rain Forest: A review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33(2), 200.
- Turner, M., R. Gardner & R.O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer, Nueva York, USA.
- Valencia, -A S., & Gual-Díaz, M. (2014). La familia Fagaceae en el bosque mesófilo de montaña de México. *Botanical Sciences*, 92, 193–204.
- Villard MA, Martin PR y Drummond CG. (1993). Habitat fragmentation and pairing success in the ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *The Auk* 110: 759 - 768.
- Villard, M. A. (1998). On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *The Auk*, 115(3), 801-805.
- Wallace, EWJ, Kear-Scott, JL, Pilipenko, EV, Schwartz, MH, Laskowski, PR, Rojek, AE, Katanski, CD, Riback, JA, Dion, MF, Franks, AM, Airoidi, EM, Pan, T., Budnik, BA y Drummond, DA (2015). Agregados reversibles, específicos y activos de proteínas endógenas se ensamblan ante el estrés por calor. *Celda*, 162 (6), 1286-1298. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2015.08.041>
- Watson, J. E., Whittaker, R. J., & Dawson, T. P. (2004). Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation*, 120(3), 311-327.
- Wiens JA, Stenseth NC, Van Horne B y Ims RA. (1993). Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66: 369 - 380
- Wilcove DS, Mcllellan ChH y Dobson AP. (1986). Habitat fragmentation in temperature zone. En: *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity* (Ed. M. Soulé). Pp. 237 - 256
- Williams-Linera, G., Manson, RH e Isunza Vera, E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de

Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 8 (1), 73–89. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.811307>

Willis, EO (1984). Conservación, subdivisión de reservas e hipótesis anti-desmembramiento. *Oikos*, 42 (3), 396. <https://doi.org/10.2307/3544410>

Willson, M. F., Morrison, J. L., Sieving, K. E., De Santo, T. L., Santisteban, L., & Díaz, I. (2001). Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conservation Biology*, 15(2), 447-456.

Zanette L y Jenkins B. (2000). Nesting success and nest predators in forest fragments: a study using real and artificial nest. *The Auk*, 117: 445 - 454.

Zheng, D. y Chen, J. (2000). Efectos de borde en paisajes fragmentados: un modelo genérico para delimitar el área de influencia de los bordes (D-AEI). *Ecological Modelling*, 132 (3), 175–190. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(00\)00254-4](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(00)00254-4)Aves.

9. ANEXOS

Anexo 1. Avifauna compartida entre el interior y el borde del bosque de encino-pino



Chara pecho gris
Aphelocoma wollweberi



Calandria de Wagler
Icterus wagleri



Rascador moteado
Pipilo maculatus



Zumbador garganta rayada
Selasphorus calliope

Anexo 1. Avifauna compartida entre el interior y el borde del bosque de encino-pino



Ojos de lumbre
Junco phaenotus



Clarín jilguero
Myadestes occidentalis



Pinzón mexicana
Haemorhous mexicanus



Tortola cola larga
Columbina inca

Anexo 1. Avifauna compartida entre el interior y el borde del bosque de encino-pino



Piranga encinera
Piranga flava



Capulnero gris
Ptiliogonys cinereus



Tortolita pico rojo
Columbina passerina



Gorrón pálido
Spizella pallida

Anexo 1. Avifauna compartida entre el interior y el borde del bosque de encino-pino



Zumbador cola ancha
Selasphorus platycercus



Carpintero bellotero
Melanerpes formicivorus

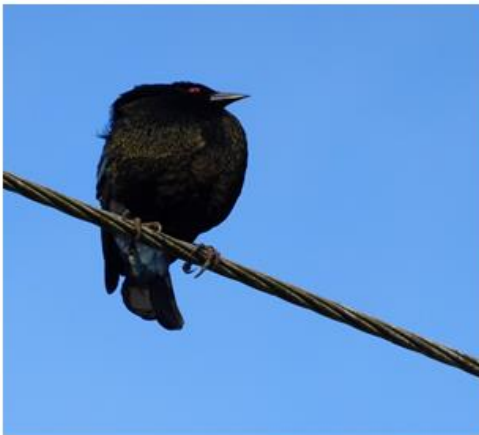
Anexo 2. Avifauna del interior del bosque de encino-pino



Paloma encinera
Patagioenas fasciata



Bajapalos pecho blanco
Sitta carolinensis



Tordo ojo rojo
Molothrus aeneus

Anexo 3. Avifauna del borde del bosque de encino-pino



Mirlo primavera
Turdus migratorius



Calandria flancos negros
Icterus ibeillei