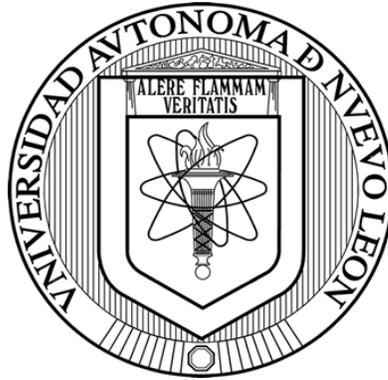


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE LOS NIVELES DE PERTURBACIÓN  
DEL BOSQUE DE PINO-ENCINO SOBRE LA COMPOSICIÓN Y  
ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE AVES EN EL CAÑÓN DE LOS  
LIRIOS, ARTEAGA, COAHUILA**

**POR**

**BIOL. RAÚL EDUARDO GÁMEZ BENAVIDES**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN, FAUNA SILVESTRE Y  
SUSTENTABILIDAD**

**2025**

**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE LOS NIVELES DE PERTURBACIÓN  
DEL BOSQUE DE PINO-ENCINO SOBRE LA COMPOSICIÓN Y  
ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE AVES EN EL CAÑÓN DE LOS  
LIRIOS, ARTEAGA, COAHUILA**

**Comité de Tesis**

---

**Dr. Juan Pablo Ceyca Contreras**  
**Presidente**

---

**Dr. Edgar Cruz Acevedo**  
**Secretario**

---

**Dr. José Gerardo Ham Dueñas**  
**Vocal**

---

**Dr. Erick Cristóbal Oñate González**  
**Vocal**

---

**Dra. Susana Favela Lara**  
**Vocal**



---

**Dra. Katiushka Arévalo Nino**  
**Subdirectora de Posgrado**

**EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE LOS NIVELES DE PERTURBACIÓN  
DEL BOSQUE DE PINO-ENCINO SOBRE LA COMPOSICIÓN Y  
ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE AVES EN EL CAÑÓN DE LOS  
LIRIOS, ARTEAGA, COAHUILA**

**Dirección de Tesis**



---

Dr. Juan Pablo Ceyca Contreras

Director



---

Dr. Luis Alexander Peña Peniche

Asesor externo

DERECHOS RESERVADOS©  
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta Tesis está protegido, el uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material contenido que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo mencionando al autor o autores.

## **AGRADECIMIENTOS**

A mis hermosos padres por apoyarme con su infinito cariño en cada paso que doy, desde siempre y hasta el final...

A mis hermanos por siempre estar cuando más los necesito.

A Perla por ser la única en apoyarme estos dos años tanto en la vida como en campo. Por seguirme en todo momento sin pensarlo, y aun así, siempre con la misma emoción que la primera vez. Gracias por eso y por mucho más...

A mis compañeros de maestría, Paco, Paola, Melisa y Lisa que me aguantaron los dos años más largos de nuestras vidas... y que me dieron la oportunidad de compartir las mejores experiencias y momentos con ellos.

Al Dr. Ceyca, quien conocí desde licenciatura y me acepto como estudiante de maestría aun conociendo mis peores defectos como alumno. Aun así, me instruyó, oriento y corrigió para poder realizar mi primera publicación, enseñándome paso a paso todo lo que no se aprende en clases y que solo usted pudo haberme enseñado. Gracias, por hacer este proyecto posible.

Al Dr. Peniche, quien a pesar de que no soy el mejor aprendiz, logro inculcarme la disciplina de buscar soluciones por cuenta propia...

A la Dra. Favela por su eterna disposición en apoyarnos y escucharnos sean cual sean nuestros comentarios, nunca se decepciona. Gracias por siempre ser a su manera y aceptar las nuestras.

Al Dr. Edgar, quien estuvo para apoyarme en los últimos momentos de la tesis y al resto del comité.

A la Dra. Alejandra, por enseñarme lo que es el arte de la redacción y comprensión en sus revisiones. Y por confiarme un libro que para mí significó mucho...

A todos los doctores de los que tuve la fortuna de tomar clases durante la maestría, quienes forjaron en mí una gran devoción a la ciencia, única y permanente.

Un especial agradecimiento al equipo de trabajo del Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY) por apoyarme, brindarme hospitalidad y orientación durante mi periodo de estancia.



## **DEDICATORIA**

*Para todos los pajareros de corazón y amantes de la naturaleza que al igual que yo, encuentran tranquilidad y curiosidad en las aves*

*“Ver el mundo, afrontar peligros, traspasar muros, acercarse a los demás, encontrarse y sentir. Ese es el propósito de la vida”.*

-La increíble vida de Walter Mitty

# ÍNDICE

## Contenido

<b>ABREVIACIONES Y CONCEPTOS UTILIZADOS</b> .....	1
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b> .....	2
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	3
<b>RESUMEN</b> .....	4
<b>ABSTRACT</b> .....	5
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	6
<b>1. ANTECEDENTES</b> .....	9
<b>1.1. Servicios ecosistémicos del bosque de pino-encino</b> .....	9
<b>1.2. Comunidades de aves en los bosques de pino-encino de México y el Noreste</b> .....	9
<b>1.3. Perturbación del hábitat en áreas de asentamientos humanos</b> .....	11
<b>1.4. Perturbación del hábitat en áreas de cultivos agrícolas</b> .....	11
<b>1.5. Perturbación del hábitat en áreas de bosque incendiado</b> .....	11
<b>3. HIPÓTESIS</b> .....	14
<b>4. OBJETIVOS</b> .....	15
<b>5. MATERIALES Y METODOS</b> .....	16
<b>5.1. Área de estudio</b> .....	16
<b>5.1.1. Flora del área de estudio y zonas adyacentes</b> .....	17
<b>5.1.2. Fauna del área de estudio y zonas adyacentes</b> .....	18
<b>5.1.3. Selección de áreas bajo distintos niveles de perturbación</b> .....	18
<b>5.1.3.1. Área de Bosque Conservado</b> .....	19
<b>5.1.3.2. Descripción del Área de Asentamientos Humanos</b> .....	20
<b>5.1.3.3. Descripción del Área de Campos Agrícolas</b> .....	21
<b>5.1.3.4. Descripción del Área de Bosque Incendiado</b> .....	22
<b>6. METODOLOGÍA</b> .....	24
<b>6.1. Censos de aves</b> .....	24
<b>6.2. Análisis de datos</b> .....	25
<b>6.2.1. Análisis de la diversidad</b> .....	25
<b>6.2.2. Análisis de la estructura</b> .....	26
<b>6.2.3. Análisis de la composición</b> .....	26
<b>7. RESULTADOS</b> .....	28

7.1.	Análisis de la diversidad.....	28
7.1.1.	Eficiencia del muestreo .....	28
7.1.2.	Comparación de los números efectivos de especies .....	28
7.2.	Análisis de la estructura.....	29
7.2.1.	Patrones generales de abundancia.....	29
7.2.2.	Patrones de abundancia relativa.....	31
7.3.	Composición de las comunidades de aves.....	34
8.	DISCUSIÓN .....	37
8.1.	Avifauna en ecosistemas de alta montaña del noreste de México .....	37
8.1.1.	Riqueza de especies y completitud de muestreo .....	37
8.1.2.	Diversidad de aves en el Cañón de Los Lirios .....	38
8.2.	Estructura de la comunidad .....	39
8.3.	Composición de la comunidad.....	42
8.4.	Relevancia ecológica del bosque de pino-encino del Cañón de Los Lirios .....	42
9.	CONCLUSIÓN .....	44
10.	LITERATURA CITADA .....	46
	ANEXOS.....	52

## ABREVIACIONES Y CONCEPTOS UTILIZADOS

**AAH:** Áreas de Asentamientos Humanos.

**ABC:** Áreas de Bosque Conservado.

**ABI:** Áreas de Bosque Incendiado.

**ACA:** Áreas de Cultivos Agrícolas.

**CLL:** Cañón de Los Lirios.

**SMO:** Sierra Madre Oriental.

**p0:** Riqueza de especies de un sitio determinado.

**p1:** El exponencial del índice de Shannon ( $\exp [H']$ ).

**p2:** El inverso del índice de Simpson.

**Áreas de Asentamientos Humanos:** Áreas con una mayor cantidad de estructuras antropogénicas como casas, cabañas, cercas, postes y claros en comparación con la vegetación natural o cultivos agrícolas.

**Áreas de Bosque Conservado:** Áreas con mayor cantidad de vegetación natural del tipo pino-encino que de estructuras antropogénicas y nula presencia de cultivos agrícolas.

**Áreas de Bosque Incendiado:** Áreas afectadas por incendios con poca vegetación del tipo leñosa, con muy poca presencia de estructuras antropogénicas y una nula presencia de cultivos agrícolas.

**Áreas de Cultivos Agrícolas:** Áreas compuestas principalmente por cultivos agrícolas y en menor medida estructuras antropogénicas y vegetación natural.

**Cañón de Los Lirios:** Área total que refiere a las cuatro categorías en conjunto ubicadas a las espaldas del Ejido Los Lirios.

## ÍNDICE DE TABLAS

**Tabla 1.** Números de puntos de conteo realizados en las 24 parcelas delimitadas (6 parcelas en cada una de las 4 áreas de perturbación), en tres horarios distintos (amanecer, mediodía y atardecer) por cada estación del año.

**Tabla 2.** Parámetros para la estimación de la eficiencia del muestreo de aves, mediante la predicción de la riqueza con el modelo de curva tipo Clench<sup>1</sup>. Se muestran los parámetros obtenidos para el Cañón de Los Lirios (CLL) y para las cuatro áreas seleccionadas: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área con cultivos agrícolas (ACA).

**Tabla 3.** Listado de las especies registradas para CLL: Especie, Categorías, Gremios, IUCN (LC = Preocupación menor) NOM (Sc = Sin categoría, Pr = Sujeta a protección especial) y END/EX (SE = Semiendémica, CE = Cuasiendémica y Exo = Especie exótica).

**Tabla 4.** Especies adicionales registradas fuera de las parcelas monitoreadas.

## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura 1.** Mapa de ubicación del municipio de Arteaga en el estado de Coahuila, México.

**Figura 2.** Ubicaciones de las 24 parcelas establecidas dentro de las cuatro áreas del bosque de pino-encino: área de bosque conservado (ABC; círculos verdes), área de asentamientos humanos (AAH; círculos azules), áreas de cultivos agrícolas (ACA; círculos amarillos) y áreas de bosque incendiado (ABI; círculos rojos).

**Figura 3.** Fotografía del área de bosque conservado en el Cañón de Los Lirios, Arteaga, Coahuila.

**Figura 4.** Fotografía del área de asentamientos humanos en el Cañón de Los Lirios.

**Figura 5.** Fotografía del área de cultivos agrícolas en el Cañón de Los Lirios.

**Figura 6.** Fotografía del área de bosque incendiado en el Cañón de Los Lirios.

**Figura 7.** Diversidad de especies de aves estimada a partir de los números de Hill en cuatro áreas del bosque de pino-encino en el Cañón de Los Lirios. Las barras indican los promedios del número efectivo de especies para los órdenes  $q_0$  (riqueza de especies),  $q_1$  (diversidad de Shannon) y  $q_2$  (diversidad de Simpson). Los bigotes sobre las barras indican los intervalos de confianza al 95%.

**Figura 8.** Distribución de los valores de abundancia (aves por punto de conteo) en el Cañón de Los Lirios, en las cuatro áreas del bosque de pino-encino bajo distintos niveles de perturbación: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área con cultivos agrícolas (ACA).

**Figura 9.** Distribución de los valores de abundancia (aves por punto de conteo) en el Cañón de Los Lirios, en las cuatro estaciones del ciclo anual.

**Figura 10.** Curvas de rango abundancia de especies de aves en cuatro áreas del bosque de pino-encino bajo distintos niveles de perturbación en el Cañón de Los Lirios: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área de cultivos agrícolas (ACA).

**Figura 11.** Dendrograma de *Bray-Curtis* que muestra el agrupamiento jerárquico de las especies de aves en cuatro áreas del bosque de pino-encino bajo distintos niveles de perturbación en el Cañón de Los Lirios: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área de cultivos agrícolas (ACA).

**Figura 12.** Análisis por clústeres con centroide a través de análisis *K-means* para categorías-temporadas y sus abundancias.

## RESUMEN

Los bosques de pino-encino son ecosistemas de gran valor ecológico, ya que actúan como reservorios de carbono, regulan el ciclo hidrológico y albergan una alta biodiversidad, incluyendo una notable riqueza de aves. En el Cañón de Los Lirios, Sierra Madre Oriental, estos bosques de han sido sometidos a distintos niveles de perturbación como incendios, agricultura y asentamientos humanos, lo cual podría afectar la composición y estructura de sus comunidades biológicas. El objetivo de este estudio fue evaluar cómo la perturbación del hábitat y la estacionalidad influyen en la riqueza, diversidad, estructura y composición de las comunidades de aves en cuatro áreas del bosque de pino-encino en el Cañón de Los Lirios. Se realizaron 270 puntos de conteo en 24 parcelas distribuidas entre áreas de bosque conservado (ABC), áreas de bosque incendiado (ABI), áreas de asentamientos humanos (AAH) y áreas de cultivos agrícolas (ACA). Se aplicaron análisis de diversidad basados en los números de Hill ( $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$ ), curvas de acumulación, índices de similitud (Bray-Curtis) y agrupamientos mediante K-means para evaluar patrones espaciales y estacionales. Se registraron 74 especies de aves, representando el 91% de la riqueza predicha. El AAH y ABI presentaron la mayor diversidad, mientras que el ACA presentó los valores más bajos. La abundancia fue mayor en primavera y verano, y varió significativamente entre áreas, con un mayor número de aves por punto de conteo en AAH y ACA. Las especies dominantes variaron por zona: *Haemorhous mexicanus*, en ACA, *Patagioenas fasciata*, en ABC, y *Aphelocoma wollweberi*, en AHH. El análisis de K-means mostró que ciertas combinaciones de área-estación, como AAH\_verano y ACA\_verano, tienen una composición de especies distintiva. Se concluye que la perturbación humana, lejos de reducir la diversidad en algunos casos, puede generar entornos con alta disponibilidad de recursos que favorecen a ciertas especies, aunque también implica una simplificación ecológica. Se recomienda continuar el monitoreo para comprender mejor estos efectos a largo plazo e implementar estrategias de manejo y conservación según el tipo de perturbación.

## ABSTRACT

Pine-oak forests are ecosystems of high ecological value, functioning as carbon reservoirs, regulating hydrological cycles, and harboring high levels of biodiversity, including a remarkable richness of bird species. In the Cañón de Los Lirios, located in the Sierra Madre Oriental, these forests have been subjected to varying degrees of disturbance such as wildfires, agricultural activities, and human settlements, which may influence the composition and structure of their biological communities. The aim of this study was to assess how habitat disturbance and seasonality affect the species richness, diversity, structure, and composition of bird communities in four pine-oak forest areas within the Cañón de Los Lirios. A total of 270 point counts were conducted across 24 plots distributed among conserved forest areas (ABC), burned forest areas (ABI), areas with human settlements (AAH), and agricultural areas (ACA). Diversity analyses were performed using Hill numbers ( $q_0$ ,  $q_1$ , and  $q_2$ ), species accumulation curves, similarity indices (Bray-Curtis), and K-means clustering to evaluate spatial and seasonal patterns. A total of 74 bird species were recorded, representing 91% of the estimated species richness. AAH and ABI exhibited the highest diversity, whereas ACA showed the lowest values. Bird abundance was greater during spring and summer and varied significantly among habitat types, with the highest mean counts per point in AAH and ACA. Dominant species varied by area: *Haemorhous mexicanus* in ACA, *Patagioenas fasciata* in ABC, and *Aphelocoma wollweberi* in AAH. K-means analysis revealed that specific area-season combinations, such as AAH\_summer and ACA\_summer, exhibited distinct species composition. The findings suggest that human disturbance, rather than universally reducing diversity, may in some cases create resource-rich environments that favor certain species, although it also entails ecological simplification. Continued monitoring is recommended to better understand long-term effects and to inform management and conservation strategies tailored to the type of disturbance

## 1. INTRODUCCIÓN

Los bosques de pino-encino de México cubren el 16% del territorio nacional, particularmente terrenos con altitudes entre los 2,000 y 3,400 metros sobre el nivel del mar (msnm), caracterizados por temperaturas, que oscilan entre 12° y 23°C (CONABIO, 2023). En el estado de Coahuila, los bosques templados de pino-encino representan el 4.1% de la superficie estatal (Cantú *et al.*, 2011). En estos bosques, los estratos arbóreos están conformados por comunidades mixtas que incluyen algunas de las 11 especies de encinos (*Quercus sp.*) reportadas para la Sierra de Arteaga (Encina y Villarreal, 2002), las cuales convergen con algunas de las 35 especies de pinos (*Pinus sp.*) registradas en México (Rzedowski *et al.*, 1978). Los bosques de pino-encino funcionan como reservorios de carbono en forma de biomasa viva y muerta en el suelo (Rodríguez-Laguna *et al.*, 2009), mejoran la calidad del aire, proporcionan estabilidad al suelo y favorecen la recarga de los mantos freáticos. La productividad primaria de estos bosques es la base de las interacciones que ocurren a lo largo de la cadena trófica (Galicia *et al.*, 2018), lo que permite que alberguen una gran diversidad de fauna de diversos grupos taxonómicos, incluidas las aves (Escalante *et al.*, 1998). Además, proporcionan servicios culturales al ser utilizados como sitios de recreación por su valor paisajístico y alta diversidad biológica (Balvanera y Cotler-Ávalos, 2007). Desde este aspecto, el uso de la fauna que habita en áreas al aire libre puede presentarse como una fuente de ingreso extra para los habitantes locales a través del ecoturismo, que al mismo tiempo protegen y conocen las especies que se encuentran en la zona (Pizarro *et al.*, 2018).

Desafortunadamente, los bosques de pino-encino en México se han reducido a la mitad de su extensión original, debido a factores antropogénicos como el establecimiento de los asentamientos humanos, el desarrollo de agricultura y ganadería, los incendios forestales, naturales e inducidos, las enfermedades que afectan a la vegetación (Rzedowski, 2006), y la introducción de especies exóticas y parasitas, entre otros. Históricamente, los incendios forestales han ocurrido de manera natural en los bosques de pino-encino, actuando como un disturbio que detona procesos dinámicos de sucesión ecológica (Venegas, 2009). Sin embargo, la frecuencia y magnitud de estos incendios han cambiado debido a la influencia de las actividades humanas, tanto intencionadas como accidentales. Estos incendios

provocan múltiples daños ecosistémicos, como la disminución de la vegetación, la erosión de suelo y la alteración de los procesos naturales que ocurren en los bosques de pino-encino (Méndez *et al.*, 2014). En el estado de Coahuila, los incendios forestales de 1962 y 1975 afectaron considerablemente los bosques de pino-encino de la Sierra de la Marta, donde la regeneración fue limitada, debido al pastoreo de ganado (Favret, 2004).

El cambio de uso de suelo para el establecimiento de asentamientos humanos y cultivos agrícolas (Negro *et al.*, 2020) también modifica la vegetación original de los bosques de pino-encino. La reducción de la cobertura vegetal afecta los ciclos biológicos de las especies de fauna nativa, que dependen de los servicios proporcionados por la vegetación, como la protección de depredadores, la disponibilidad de alimento (Bonnet *et al.*, 2020) y la presencia de sitios adecuados para la reproducción (Bojorges, 2009). Además, el desmonte para la construcción de viviendas y otro tipo de infraestructura destinada a actividades humanas provoca otros problemas, como la llegada de especies exóticas (por ejemplo, perros y gatos domésticos), que pueden adaptarse fácilmente a ambientes alterados, (Bernat *et al.*, 2020). Debido a estos problemas antropogénicos, muchas especies vegetales y animales están amenazados o en alguna categoría de riesgo (Almazán *et al.*, 2009).

Como herramienta para evaluar el efecto de la modificación de los bosques de pino-encino sobre la biodiversidad, se han utilizados distintos grupos taxonómicos como indicadores biológicos de la calidad ambiental; siendo las aves uno de los grupos más empleados (Hernández *et al.*, 2018). Las aves son el grupo taxonómico más fácil de observar en comparación con otros vertebrados. Además, responden rápidamente a cambios abruptos en el ecosistema, lo que permite medir dichas respuestas, ya que algunos factores que inducen variaciones en sus parámetros poblacionales son bien conocidos. Destacan la modificación del hábitat para la urbanización (Ríos 2012; Mena 2020), la expansión de zonas de cultivo, y la ganadería extensiva (Baños, 2009).

La alta riqueza de aves en los bosques de pino-encino y su rápida respuesta a los cambios ambientales posiciona a este grupo faunístico como un bioindicador clave para evaluar la salud de estos, ecosistemas (Espinosa-Méndez *et al.*, 2020). En este contexto, considerando la vulnerabilidad de los bosques de pino-encino ante el aumento en las

demandas de los servicios y recursos que proporcionan (Almazán *et al.*, 2009), el presente proyecto evaluó los efectos de la perturbación sobre la composición y estructura de la comunidad de aves en el Cañón de Los Lirios, municipio de Arteaga, Coahuila, durante un ciclo anual. El análisis de las respuestas de la comunidad de aves en cuatro áreas, con distintos grados de perturbación permitirá identificar patrones ecológicos y contribuir al diseño de estrategias de conservación más efectivas.

## 1. ANTECEDENTES

### 1.1. Servicios ecosistémicos del bosque de pino-encino

Una de las principales razones por las que los bosques de pino-encino son considerados de gran importancia es su capacidad para almacenar grandes cantidades de carbono. De acuerdo con Rodríguez *et al.* (2009), quienes realizaron un estudio en la Reserva de la Biosfera El Cielo, en Tamaulipas, México, se determinó la cantidad de carbono almacenado en un ecosistema de bosque de pino-encino, dominado por especies como *Pinus montezumae*, *P. teocote*, *P. pseudostrobus*, *Quercus germana*, *Q. xalapensis*, *Q. rysophylla* y *Juniperus flaccida*. En dicho estudio se estimó un total de 1,460,124.3 toneladas de carbono (tC), considerando materia proveniente de renuevos, hojarasca, necromasa, raíces y ramas con hojas.

Este tipo de valoración puede vincularse a esquemas económicos a través de los Pagos por Servicios Ambientales (PSA). Tal como lo señalan Wunder *et al.* (2007), los esquemas de PSA permiten valorar los servicios que un sitio puede ofrecer, incentivando su conservación y mantenimiento. A través de estos esquemas, las comunidades que habitan y trabajan en estas zonas pueden acceder a nuevas alternativas de ingreso económico, generando incentivos para proteger y conservar los ecosistemas.

Asimismo, estos ecosistemas tienen un alto potencial para actividades como el ecoturismo. Rodríguez *et al.*, (2009) proponen en su estudio para la Reserva de la Biosfera El Cielo, la promoción de proyectos ecoturísticos orientados a la conservación, resaltando la biodiversidad del sitio. Actividades como la observación de aves, apoyadas por senderos y puntos estratégicos, promueven el uso responsable del suelo. Esto implica la renta de hospedaje, compra de suministros, contratación de guías, cobro de cuotas y transporte, lo cual incrementa la rentabilidad del ecoturismo y fomenta la participación de las comunidades locales en la conservación.

### 1.2. Comunidades de aves en los bosques de pino-encino de México y el Noreste

México ocupa el primer lugar en número de especies de aves en Norteamérica y el duodécimo a nivel mundial (CONABIO, 2019), lo que confiere una gran riqueza y diversidad avifaunística. El listado más reciente registra un total de 1,119 especies de aves para el país (Berlanga *et al.*, 2019). Para el estado de Coahuila, se tenían

documentadas 398 especies en 2007 (Garza *et al.*, 2007), número que se actualizó a 420 especies en 2018 (Contreras-Balderas *et al.*, 2018), reflejando un incremento de 22 especies en 11 años.

En los bosques de pino-encino, Martínez-Gallegos (2021) realizó un estudio en la sierra de La Marta, en Arteaga, Coahuila, con un rango altitudinal de 2,300 a 3,700 msnm. Se identificaron asociaciones vegetales dominadas por *P. cembroides*, *Q. sp.* y *Populus tremuloides*. *P. culminicola* y *P. hartwegii*. A través de transectos lineales sin ancho de banda, se registraron 1,914 individuos correspondientes a 75 especies y 29 familias. El orden Passeriformes fue el más representado, destacando *Junco phaeonotus*, *Poecile sclateri* y *Pipilo maculatus*. El gremio trófico dominante fue el de insectívoros con un total de 50 especies.

En el mismo sitio, Martínez-Gallegos (2011) reportó ocho especies incluidas en alguna categoría de riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), tales como *Accipiter gentilis*, *Geothlypis terrisi*, *Rhynchopsitta terrisi*, *A. cooperii*, *Falco peregrinus*, *Geranoaetus albicaudatus*, *Leiothlypis crissalis* y *Myadestes occidentalis*. Además, se registraron especies catalogadas por la IUCN como *Antrastomus vociferans* y *Contopus cooperi*.

Guzmán (1998), en su estudio en el Cerro El Potosí (el punto más alto en Nuevo León), donde predomina vegetación alpina y el endémico *P. culminicola*, registró 4,147 individuos pertenecientes a 80 especies y 22 familias. Se destacaron seis especies en categoría de riesgo según la NOM-059-SEMARNAT-2010, como *Aquila chrysaetos*, *Buteo jamaicensis*, *Carduelis tristis*, *Myioborus pictus*, *Parabuteo unicinctus* y *R. terrisi*.

Un registro más reciente es el del gavián pico de gancho (*Chondrohierax uncinatus*), reportado por Gamez-Benavides y Ceyca-Contreras (2023), en el municipio de Arteaga, Coahuila, dentro del Cañón de Los Lirios, especie considerada sujeta a Protección Especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Conocer la composición y estructura de las comunidades de aves en los bosques que rodean el ejido de Los Lirios es fundamental para evaluar la calidad del hábitat y los efectos de las actividades antropogénicas. Actualmente no existen estudios que evalúen la

presión ejercida por cambios de uso de suelo, reforestaciones y turismo (particularmente por el establecimiento de cabañas de fin de semana).

### **1.3. Perturbación del hábitat en áreas de asentamientos humanos**

En sitios donde los asentamientos humanos ya forman parte del paisaje natural, es fundamental registrar los efectos de las actividades humanas sobre la fauna. Morales *et al.* (2022) realizaron un estudio en la isla de Cozumel para evaluar la densidad poblacional del cardenal rojo (*Cardinalis cardinalis saturatus*) y los factores de riesgo asociados. Se identificó una influencia negativa de la cacería sobre la presencia de esta especie, mientras que la tala tuvo una influencia aparentemente positiva, aunque se menciona que los claros provocados pueden favorecer a los depredadores. Otros efectos negativos derivados de la actividad humana fueron documentados por Neuschulz *et al.* (2011) en una reserva natural en KwaZulu-Natal, Sudáfrica. En su estudio con 36 parcelas bajo distintos niveles de perturbación, se observó que las aves especialistas eran más frecuentes en bosques conservados, mientras que, en zonas abiertas, predominaban las especies generalistas.

### **1.4. Perturbación del hábitat en áreas de cultivos agrícolas**

Según Aragón (2020), el municipio de Arteaga se encuentra en un ecotono entre zonas semidesérticas y boscosas, lo que contribuye a su alta diversidad biológica. Este territorio incluye sitios turísticos como San Antonio de las Alazanas, La Carbonera, Mesa de las Tablas, El Tunal, Los Chorros, Bosques de Monterreal y Los Lirios. Sin embargo, estos lugares enfrentan problemáticas como la generación de residuos por turistas y falta de un plan de manejo ambiental.

Las áreas modificadas por actividades agrícolas y urbanización tienden a favorecer a las especies de aves generalistas, adaptadas a los cambios inducidos por el ser humano (Mena, 2020). Por ejemplo, especies granívoras muestran preferencia por espacios abiertos y desmontadas (Gonzales, 2016). La perturbación moderada también puede afectar de manera diferenciada a las aves residentes, que suelen ser más sensibles a los cambios abruptos en la vegetación (Ríos, 2012).

### **1.5. Perturbación del hábitat en áreas de bosque incendiado**

Los incendios forestales, ya sean inducidos o accidentales, representan otro tipo importante de perturbación. Venegas *et al.* (2009), en la Reserva Nacional Malleco, Chile,

evaluaron el efecto de un incendio de copa ocurrido en 2002 que afectó 9,100 ha, encontrando impactos significativos sobre la riqueza y abundancia de aves.

Jardel *et al.* (2006) destacan la necesidad de estudios para planificar estrategias de restauración post-incendio en bosques de pino-encino, ecosistemas particularmente susceptibles al fuego. En su estudio en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM), señalan que la mayoría de los incendios han sido causados por actividades humanas, principalmente las agrícolas. En Chile, se estima que sólo el 0.1% de los incendios tiene origen natural (Venegas *et al.*, 2009).

La regeneración post-incendio puede ser lenta. Méndez *et al.* (2014) reportaron que, en la Sierra de Guerrero, México, la comunidad vegetal del bosque de pino-encino tardó siete años en regenerarse, con baja diversidad, dominancia de *Pinus* y *Quercus*, individuos de talla reducida y escasa cobertura.

La pérdida de cobertura vegetal de pinos puede afectar a especies dependientes de este hábitat, como *Rhynchopsitta terrisi*, una especie endémica y en peligro de extinción según la NOM-059-SEMARNAT-2010, y considerada como amenazada por la IUCN. Esta especie, habitante de las zonas altas de la Sierra Madre Oriental (incluida la Sierra de Arteaga), depende de los bosques de pino para su supervivencia (PACE, 2009).

## 2. JUSTIFICACIÓN

Los bosques de pino-encino proporcionan servicios ecosistémicos clave como la captura de carbono y el sustento para una alta diversidad faunística, incluidas las aves (Rodríguez *et al.*, 2009). Además, estos proveen de materia prima a la industria como la madera, alimentos, agua dulce, recursos químicos y genéticos, así como potencializadores para la generación de bioenergía (Galicia *et al.*, 2018). Por otra parte, estos bosques también ofrecen beneficios económicos a sus habitantes, ya que proveen recursos maderables y no maderables, además de suelo fértil para la producción de frutos y semillas, que son comercializados en la región (Wunder *et al.*, 2007). En otros casos, pueden llegar a beneficiar a los pobladores locales otorgándoles beneficios a través del ecoturismo, donde la biodiversidad de fauna y flora son los principales contribuyentes que añaden valor a las actividades ecoturísticas (Rodríguez, 2010). Además, el atractivo paisajístico de los bosques de pino-encino favorece las actividades de turismo de naturaleza y aventura (Rodríguez *et al.*, 2009).

Particularmente en el Cañón de Los Lirios, las actividades humanas han incrementado la perturbación, primero debido al cambio de uso de suelo para el establecimiento de campos de cultivo y la construcción de viviendas, y más recientemente por la construcción de instalaciones para atender la demanda turística, como cabañas y establecimientos comerciales. El incremento en el tránsito de personas, tanto locales como visitantes, ha aumentado el riesgo de propagación de incendios forestales, ya sea de manera accidental o intencional. Por esta razón es necesario implementar proyectos que proporcionen información sobre el estado de conservación del bosque de pino encino y los efectos de la perturbación sobre la fauna nativa. En este proyecto las comunidades de aves del bosque de pino-encino en el Cañón de Los Lirios se utilizaron como bioindicadores para evaluar los efectos negativos de las actividades humanas en cuatro áreas con distintos niveles de perturbación.

### 3. HIPÓTESIS

- La perturbación del bosque de pino-encino en el Cañón de Los Lirios, Arteaga, Coahuila, tendrá un efecto negativo en la composición y estructura de las comunidades de aves evaluadas mediante los números de Hill ( $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$ ). Específicamente, se espera que las áreas con mayores niveles de perturbación (incendiadas, con asentamientos humanos y cultivos agrícolas) presenten una disminución en la riqueza y diversidad de especies y una mayor simplificación en la estructura de la comunidad en comparación con las áreas de bosque conservado.
- Se espera que la estacionalidad tenga un efecto significativo en la composición y estructura de las comunidades de aves en las áreas de bosque de pino-encino bajo diferentes niveles de perturbación, evaluadas mediante los números de Hill y análisis de K-means. Para las cuatro áreas, se hipotetiza que, durante las estaciones de migración (otoño e invierno), la riqueza y diversidad de especies aumentarán, y la abundancia relativa de especies migratorias será mayor en comparación con las especies residentes. Además, se espera que las áreas de bosque incendiado experimenten una mayor variabilidad estacional en la composición y estructura debido a la regeneración del hábitat tras el incendio.

## 4. OBJETIVOS

### General

- Evaluar los efectos de los diferentes niveles de perturbación del bosque de pino-encino sobre la composición y estructura de las comunidades de aves en Los Lirios, Arteaga, Coahuila.

### Particulares

- Determinar la diversidad de aves en cuatro áreas del bosque de pino-encino del Cañón de Los Lirios, utilizando los números de Hill ( $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$ ), para evaluar la variación en la riqueza y diversidad de especies entre áreas con diferentes niveles de perturbación.
- Comparar la abundancia relativa de las aves en las áreas de bosque de pino-encino con distintos niveles de perturbación, considerando las cuatro estaciones del año, con el fin de identificar patrones estacionales y efectos de la perturbación en la estructura de las comunidades.
- Evaluar las diferencias en la composición de especies en función de los niveles de perturbación y las estaciones del año, utilizando el análisis K-means para identificar las variaciones significativas entre las cuatro áreas de bosque de pino-encino.

## 5. MATERIALES Y METODOS

### 5.1. Área de estudio

El estado de Coahuila está dividido en 38 municipios, que en conjunto suman una extensión territorial de 151,594 km<sup>2</sup>. El territorio estatal está incluido dentro de tres provincias geográficas: Sierras y Llanuras del Norte, Sierra Madre Oriental y Grandes Llanuras de Norteamérica. El 49% del estado tiene un clima seco y semiseco, el 46% se caracteriza por un clima muy seco, y en el 5% restante domina un clima templado subhúmedo, que se extiende principalmente en las zonas serranas del estado (INEGI, 2023).

El proyecto se desarrolló en el bosque de pino-encino del municipio de Arteaga, específicamente en un área denominada como Cañón de Los Lirios (CLL), adyacente al ejido Los Lirios (**Figura 1**). La altitud en CLL oscila entre los 2,000 y 3,470 msnm, pero el muestreo se realizó dentro del rango de los 2,100 y 2,800 msnm. El ejido Los Lirios tiene una población de 597 habitantes (Núñez y Mendoza, 2008). La principal actividad económica en el ejido es la agricultura, destinada principalmente a la producción de manzanas y en menor cantidad al cultivo de chilacoyote, frijol, maíz, papa, tomatillo y avena. Adicionalmente, el comercio local dedicado a la venta de alimentos, abarrotes, productos artesanales, manzanas, vinos, dulces, postres, entre otros, fortalecen la economía del Ejido Los Lirios (Núñez y Mendoza, 2008). Por otra parte, el sector turístico ha crecido recientemente en la región, favoreciendo el desarrollo de servicios enfocados en la construcción, renta de cabañas, mantenimiento, jardinería y trabajos generales para atender la demanda de visitantes.

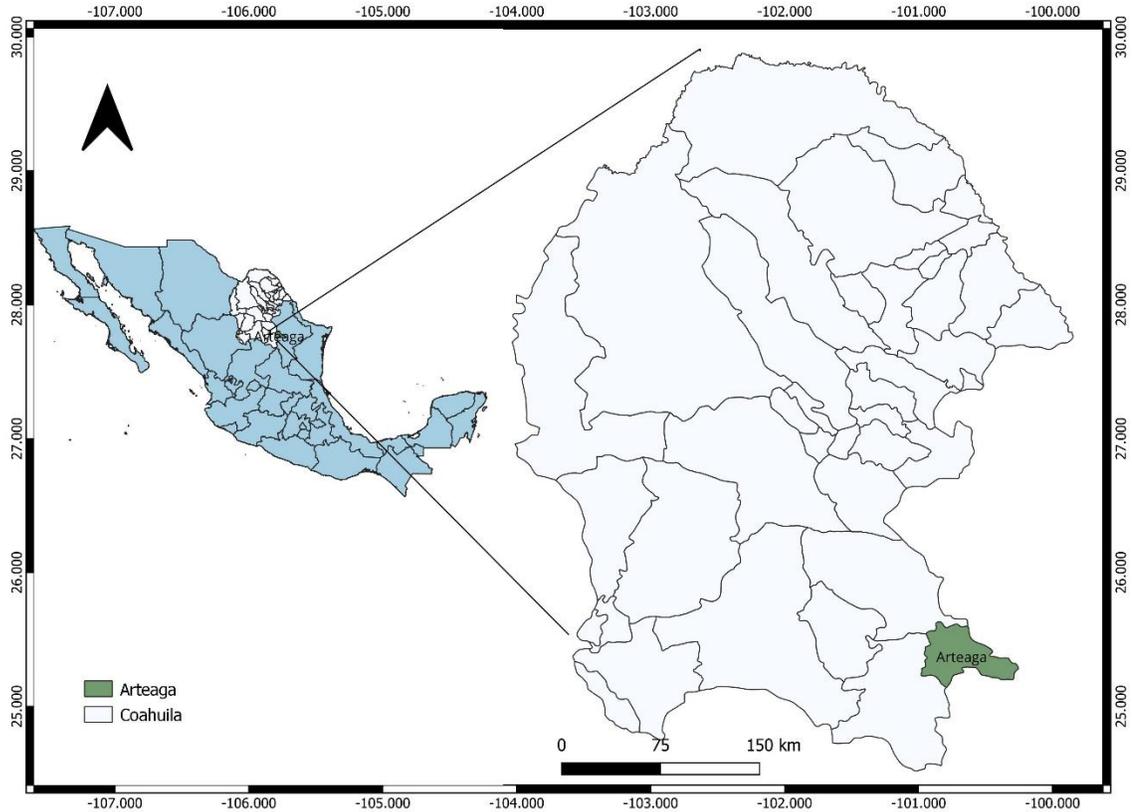


Figura 1. Mapa de ubicación del municipio de Arteaga en el estado de Coahuila, México.

### 5.1.1. Flora del área de estudio y zonas adyacentes

Actualmente no existe una descripción detallada de la vegetación en el Cañón de Los Lirios. Sin embargo, en términos generales, la cobertura vegetal de las zonas más elevadas es similar a la de otras áreas de la Sierra de Arteaga, con una vegetación de tipo alpino-subalpino representada principalmente por *Pinus culminicola*, *P. hartwegii*, *Quercus greggii* y *Agave montana* (Quintanilla y Domínguez, 2008; Martínez-Gallegos, 2021). En altitudes menores las especies arbóreas predominantes son *Abies vejarii*, *Pseudotsuga menziesii*, *P. arizonica*, *P. cembroides*, *P. greggii*, *Q. greggii*, *Q. mexicana*, *Q. intricata*, *Q. rugosa* y *Populus tremuloides* (Matus, 2014; Martínez-Gallegos, 2021).

El sitio específico de muestreo presenta principalmente vegetación de tipo pino-encino, cuyas especies arbóreas predominantes son *Abies vejarii*, *P. menziesii*, *P. cembroides*, *P. pseudostrobus*, *P. greggii*, *P. stylesii*, *P. cembroides*, *P. arizonica*, *P. montezumae*, *Juniperus deppeana*, *Cupressus arizonica*, *Q. greggi*, *Q. alpscens*, *Yucca carnerosana*, entre otras.

El sitio consta principalmente de vegetación de tipo pino-encino, con especies como *Abies vejarli*, *Agave gentryi*, *Pinus cembroides*, *P. pseudostrobus*, *P. greggii*, *P. cembroides*, *P. arizonica*, *P. montezumae*, *Pseudotsuga menziesii*, *Juniperus deppeana*, *Cupressus arizonica*, *Quercus alpelescens*, *Yucca carnerosana*, entre otros.

### **5.1.2. Fauna del área de estudio y zonas adyacentes**

En el área de estudio y en las zonas adyacentes existen especies comunes de mamíferos tales como *Odocoileus virginianus*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Lepus californicus*, *Ursus americanus*, *Sciurus alleni*, *Sylvilagus audubonii*, *S. floridanus*, *Canis latrans*, *Lynx rufus*, *Otospermophilus variegatus*, *Mephitis macroura*, *Conepatus leuconotus*, *Didelphis virginiana*, *Bassariscus astutus*, *Procyon lotor*, *Puma concolor*, *Nasua narica*, *Pecari tajacu*, *Reithrodontomys megalotis*, y *Taxidea taxus* (Hernández, 2022).

Para la Gran Sierra Plegada, que se extiende en el 95% del territorio municipal de Arteaga, se han reportado especies de herpetofauna tales como *Anaxyrus debilis*, *A. punctatus*, *Eleutherodactylus longipes*, *Gastrophryne olivácea*, *Lithobates berlandieri*, *Scaphiopus couchii*, *Spea multiplicata*, *Chiropterotriton priscus*, *Barisia ciliaris*, *Phrynosoma cornutum*, *P. orbiculare*, *Sceloporus grammicus*, *S. minor*, *S. parvus*, *Lampropeltis leonis*, *Masticophis flagellum*, *P. deppei*, *Rhinocheilus lecontei*, *Hypsiglena jani*, *Micrurus tener*, *Storeira hidalguese*, *Thamnophis exsul*, *Crotalus atrox*, *C. lepidus*, *C. molossus*, *C. Price* (Lazcano *et al.*, 2019).

En cuanto a la avifauna de la Sierra de Arteaga, por ejemplo, para el Cerro de la Marta ubicado a 29 kilómetros de Los Lirios, se han reportado especies como *Patagioenas fasciata*, *Selasphorus platycerus*, *Buteo jamaicensis*, *Sphyrapicus varius*, *Accipiter cooperii*, *Cathartes aura*, *Colaptes auratus*, *Contopus cooperi*, *C. virens*, *Empidonax difficilis*, *Aphelocoma wollweberi*, *Corvus corax*, *Vireo huttoni*, *Poecile sclateri*, *Sitta carolinesis*, *Myadestes occidentalis*, *Sialia mexicana*, *Turdus migratorius*, *Pipilo maculatus*, *Junco phaeonotus*, *Setophaga coronata*, *Myioborus pictus*, y *M. miniatus* (Martínez-Gallegos, 2021).

### **5.1.3. Selección de áreas bajo distintos niveles de perturbación**

Para evaluar la variación en la riqueza y diversidad de especies de aves entre áreas del bosque de pino-encino con distintos niveles de perturbación, se seleccionaron cuatro

sitios: dos áreas con un uso predominante para actividades humanas (vivienda y cultivos agrícolas) un área afectada por un incendio en el 2021 y un área con vegetación natural y bajos niveles de perturbación, considerada como referencia.

Las áreas se nombraron según las características de la vegetación y la actividad humana predominante: Área de Asentamientos Humanos (AAH), Área de Cultivos Agrícolas (ACA), Área de Bosque Incendiado (ABI) y Área de Bosque Conservado (ABC) (**Figura 2**).

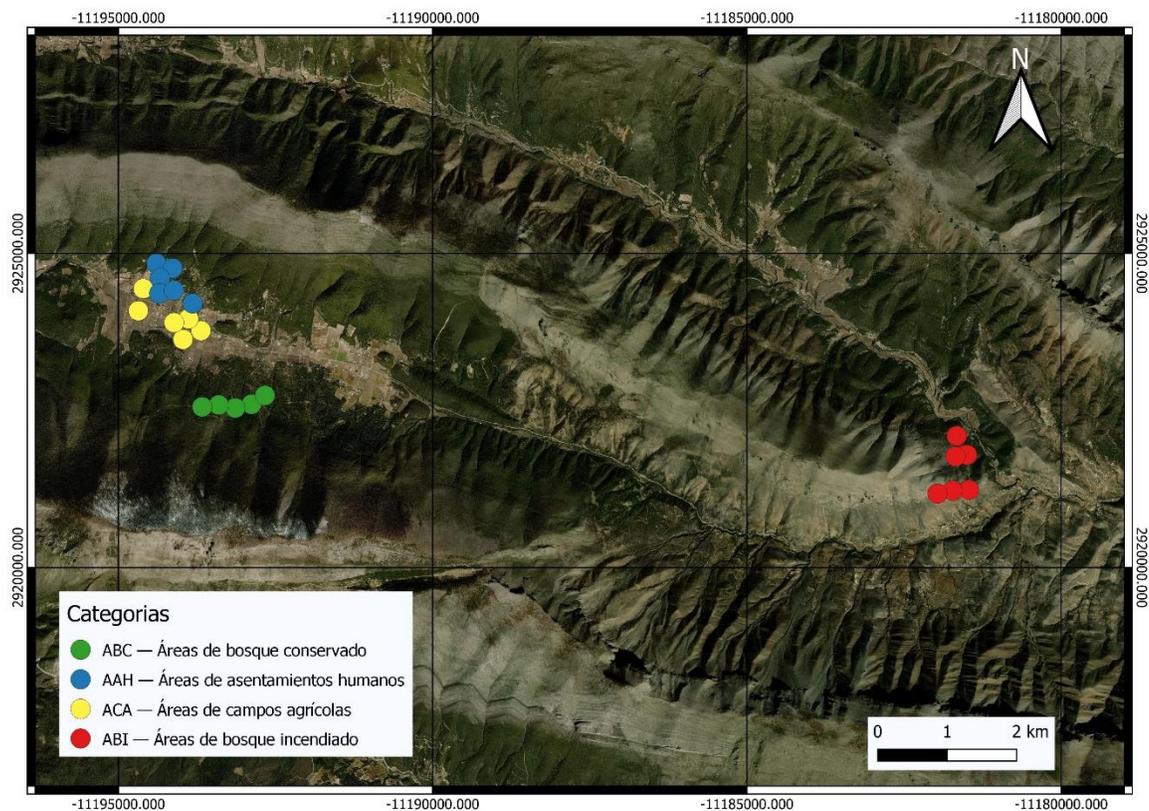


Figura 2. Ubicaciones de las 24 parcelas establecidas dentro de las cuatro áreas del bosque de pino-encino: área de bosque conservado (ABC; círculos verdes), área de asentamientos humanos (AAH; círculos azules), áreas de cultivos agrícolas (ACA; círculos amarillos) y áreas de bosque incendiado (ABI; círculos rojos).

### 5.1.3.1. Área de Bosque Conservado

El ABC se caracteriza por la predominancia de vegetación natural con especies arbóreas como *A. vejatii*, *P. menziesii*, *P. greggii*, *P. stylesii* y *Q. greggii*. En el estrato arbustivo las especies más comunes incluyen ejemplares jóvenes de *J. deppeana* y *Pinus* sp y *A. xalapensis*. La presencia de viviendas o cabañas destinadas al turismo es dispersa y se limita a las partes más bajas de esta área (**Figura 3**).



Figura 3. Fotografía del área de bosque conservado en el Cañón de Los Lirios, Arteaga, Coahuila.

#### **5.1.3.2. Descripción del Área de Asentamientos Humanos**

En el AAH las estructuras construidas por el hombre son comunes e incluyen viviendas y cabañas turísticas, cercas, postes y cableado eléctrico, palapas, senderos, entre otras. La vegetación en esta área está compuesta por especies de flora nativa como *P. cembroides*, *P. greggii*, *Q. greggii*, *J. deppeana*, *A. xalapensis* y *Agave gentryi*, así como de especies introducidas, especialmente árboles frutales (*Melanus* sp, *Prunus* sp, entre otras (Figura 4).



**Figura 4.** Fotografía del área de asentamientos humanos en el Cañón de Los Lirios.

### **5.1.3.3. Descripción del Área de Campos Agrícolas**

En el ACA, está caracterizada principalmente por parcelas destinadas a la producción de manzanas (*Malus sp.*) y maíz (*Zea mays*), pero también existen algunos viñedos (*Vitis vinífera*) en predios particulares. Las parcelas están delimitadas por cercas de alambre y separadas por senderos vecinales, a lo largo de los cuales hay postes y cableado eléctrico. También hay parches pequeños de vegetación nativa, con especies como *P. cembroides*, *P. greggii*, *Q. greggii*, *J. deppeana*, *Populus sp. A. gentryi*, entre otras) (**Figura 5**).



Figura 5. Fotografía del área de cultivos agrícolas en el Cañón de Los Lirios.

#### **5.1.3.4. Descripción del Área de Bosque Incendiado**

El ABI se caracteriza principalmente por restos de troncos de *Pinus* sp. Y *Quercus* sp., quemados durante el incendio de marzo del 2021. En algunos sitios puntuales, hay parches de vegetación no afectados por el incendio, compuestos por árboles y matorrales de *P. cembroides*, *Quercus* sp., *A. xalapensis* y *Y. carnerosana*. Durante el presente estudio, la vegetación primaria, compuesta por hierbas, mostró una regeneración significativa. Además, en algunas zonas hay estructuras para la retención de suelo, establecidas como parte de los trabajos de recuperación del bosque tras el incendio (**Figura 6**).



Figura 6. Fotografía del área de bosque incendiado en el Cañón de Los Lirios.

## 6. METODOLOGÍA

### 6.1. Censos de aves

Para evaluar las variaciones estacionales en la composición y estructura de la comunidad de aves en las cuatro áreas de perturbación delimitadas en el Cañón de Los Lirios, se realizaron censos durante un ciclo anual (verano de 2023 a primavera del 2024) (**Tabla1**). Siguiendo la metodología de Neuschulz *et al.*, (2011), con algunas modificaciones, se establecieron seis parcelas de 2,500 m<sup>2</sup> (50 x 50) en cada área de perturbación, separadas entre si por al menos 200 m. En cada parcela se realizaron censos de aves en tres horarios distintos [amanecer (6:00 -10:00 h), mediodía (10:00 – 14:00 h) y atardecer (14:00 – 18:00 h)], para aumentar la probabilidad de registrar especies con diferentes hábitos diurnos.

Tabla 1. Número de puntos de conteo realizados en las 24 parcelas delimitadas (6 parcelas en cada una de las 4 áreas de perturbación), en tres horarios distintos (amanecer, mediodía y atardecer) por cada estación del año.

Estación	Horario	Área de perturbación			
		AAH	ABC	ABI	ACA
Verano	<i>Amanecer</i>	6	6	6	6
	<i>Mediodía</i>	6	6	6	6
	<i>Atardecer</i>	6	6	6	6
Otoño	Amanecer	6	6	6	6
	Mediodía	6	6	6	6
	Atardecer	6	6	6	6
Invierno	Amanecer	6	6	6	6
	Mediodía	6	6	6	6
	Atardecer	6	6	6	6
Primavera	Amanecer	6	6		6
	Mediodía	6	6		6
	Atardecer	6	6		6
Total de puntos de conteo		72	72	54	72

En cada parcela se estableció un punto de conteo central, desde el cual se realizaron los censos de aves durante 10 minutos. En cada horario (amanecer, mediodía y atardecer), se registraron a todas las especies de aves detectadas visual o auditivamente dentro de las parcelas. Las especies observadas o escuchadas fuera de las parcelas se registraron solo para su inclusión en el inventario general, pero no se consideraron para los análisis de datos. Las aves se observaron con binoculares Bushnell Trophy 10 x 42 y, cuando fue

posible, se fotografiaron con una cámara Nikon D3500 acoplada a un lente tipo telefoto Sigma de 150-600 mm. La identificación se realizó utilizando una guía de campo especializada (National Geographic Field guide to the Birds of North América; Beehler, 2018) y la plataforma electrónica Merlin Bird ID (Aves del mundo, 2024). Además, se obtuvieron grabaciones de las vocalizaciones para confirmar los registros de aves poco comunes en la región. Durante el registro en campo, se anotaron los siguientes datos: especie (nombre científico y nombre común), familia, número de individuos observados, hora de la observación, uso del hábitat (percha, alimentación reproducción, vocalización o vuelo) y el sitio de observación.

Para el proceso de observación y registro de las especies de aves se utilizaron binoculares (10 x42) Bushnell Trophy y una cámara fotográfica Nikon D3500 con un lente 150-600mm sigma. Las identificaciones se realizaron con el apoyo una guía de campo especializada (National Geographic Field guide to the Birds of North América; Beehler, 2018), así como de la plataforma electrónica (Merlin Bird ID). En la medida de lo necesario, se obtuvieron grabaciones de las vocalizaciones para confirmar los registros de aves poco comunes de la región. Durante el registro de aves en campo se incluyeron los siguientes datos; especie (nombre científico o nombre común), familia a la cual pertenecen (durante el monitoreo o en trabajo de laboratorio), número de ejemplares observados, hora de la observación, uso del hábitat (perchado, alimentación, reproducción, vocalización o vuelo), sitio en el que se le observo.

## **6.2. Análisis de datos**

### **6.2.1. Análisis de la diversidad**

La eficiencia del muestreo en cada área de perturbación se determinó mediante el porcentaje entre el número de especies observadas y el número predicho de especies. Este valor se calculó a partir de curvas de acumulación de especies proyectadas mediante el programa EstimateS (versión XXX), utilizando 1000 remuestreos (Colwell, 2006). Las curvas se ajustaron a un modelo tipo Clench en el software Statistica versión 10.0, el cual asume que la probabilidad de encontrar nuevas especies disminuye conforme aumenta el esfuerzo de muestreo. La riqueza predicha se obtuvo dividiendo los parámetros a y b ( $a/b$ )

de la ecuación  $(Riqueza = (a)(\text{número de puntos de conteo})/1+(b)(\text{número de puntos de conteo}))$ ; Jiménez-Valverde y Hortal; Castillo-Guerrero *et al.*, 2009).

Para evaluar la diversidad de especies de aves se calcularon los *números de Hill* (número efectivo de especies) para los primeros tres órdenes de  $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$  (Hill, 1973) en cada área de perturbación y estación del ciclo anual, utilizando los paquetes: tidyverse, iNEXT, ggplot2, dplyr y tidyr, a través del programa RStudio.

Los *números de Hill* se basan en la riqueza de especies ( $q = 0$ ), que considera el número total de especies; el exponencial del índice de Shannon ( $\exp [H']$ ), que pondera la abundancia de las especies comunes en la comunidad ( $q_1$ ); y el inverso del índice de Simpson, que pondera las especies más dominantes en la comunidad ( $q_2$ ; Jost, 2006; Tuomisto, 2010). Para determinar las diferencias significativas entre los números efectivos de especies en las áreas de perturbación y estaciones del año, se compararon los intervalos de confianza del 95% proyectados mediante el método Bootstrap (999 remuestreos) (Chao y Jost, 2012; Ortiz-Medina *et al.*, 2022).

### **6.2.2. Análisis de la estructura**

Para describir el nivel general de abundancia en la comunidad de aves, se comparó la abundancia promedio (aves por punto de conteo) entre áreas de perturbación y estaciones del año.

Para analizar la estructura de las comunidades de aves en términos de dominancia y equitatividad, se proyectaron curvas de rango abundancia (Magurran, 2004) para cada área de perturbación y estación del año. Para observar los patrones de dominancia y rareza de las especies, estas se ordenaron de mayor a menor abundancia, de izquierda a derecha respectivamente, mostrando a la especie más dominante en el extremo izquierdo y a las más raras en el extremo derecho.

### **6.2.3. Análisis de la composición**

Las variaciones en la composición de especies de aves entre las cuatro áreas del bosque de pino-encino se analizaron mediante el índice de similitud de *Bray-Curtis*, el cual evalúa el grado de similitud en la composición de especies y se representa a través de un dendrograma (Campos-Cerqueira y Aide, 2017). Los valores de este índice varían entre 0

y 1, donde 0 indica que dos áreas no comparten especies, y 1 representa el máximo grado de similitud en su composición. En el dendrograma, las áreas con mayor similitud se agrupan dentro de un mismo conjunto, mientras que aquellas con mayor disimilitud se ubican en conjuntos separados.

Adicionalmente, para considerar a las variaciones temporales en la composición de especies, se realizó un análisis de *K-means*, el cual es un método de agrupamiento no supervisado que clasifica objetos numéricos en grupos (clústeres) con base en sus similitudes. El proceso se lleva a cabo mediante el recálculo iterativo, en el cual los objetos se asignan al clúster más cercano según su similitud con el centroide del grupo, utilizando medidas de distancia (Todeshini, 2003). Bajo este enfoque, los objetos más cercanos dentro de un clúster tienen una mayor similitud, mientras que los más alejados muestran mayor disimilitud.

Para la determinación de los objetos analizados con el método de *K-means*, se consideraron dos factores: área del bosque de pino-encino y estación del año. Cada área fue combinada con una de las cuatro estaciones (ej. AAH\_Verano), junto con los individuos que fueron registrados durante el muestreo. Al final, cada objeto fue ubicado en una fila independiente dentro una base de datos en Excel con una columna denominada Cat\_Temp (área + estación), como identificador. Las especies registradas fueron organizadas en columnas separadas, donde cada celda representa el número de individuos observados por especie.

## 7. RESULTADOS

### 7.1. Análisis de la diversidad

#### 7.1.1. Eficiencia del muestreo

Durante el periodo de estudio, se realizaron 270 puntos de conteo de aves dentro de las 24 parcelas establecidas en el CLL. En total, se observaron 74 especies de aves, lo que representó el 91% de las especies predichas por el modelo de curva tipo *Clench* para la zona de estudio (Tabla 2). Sin embargo, al comparar la riqueza predicha entre las cuatro áreas con diferentes niveles de perturbación, las áreas ABC y ABI presentaron porcentajes de completitud bajos (72% y 65%, respectivamente), en comparación con ACA (88%) y AAH (84%).

Tabla 2. Parámetros para la estimación de la eficiencia del muestreo de aves, mediante la predicción de la riqueza con el modelo de curva tipo *Clench*<sup>1</sup>. Se muestran los parámetros obtenidos para el Cañón de Los Lirios (CLL) y para las cuatro áreas seleccionadas: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área con cultivos agrícolas (ACA).

Área	n	R <sup>2</sup>	a	b	Riqueza de especies		Completitud
					Predicha (a/b)	Observada	
AAH	72	0.99	3.531	0.061	58	49	84%
ABC	72	0.99	1.678	0.035	49	35	72%
ABI	54	0.99	1.872	0.034	55	36	65%
ACA	72	0.99	4.328	0.086	50	44	88%
CLL	270	0.98	2.308	0.028	81	74	91%

<sup>1</sup>Riqueza = (a) (número de puntos) / 1+(b) (número de puntos).

#### 7.1.2. Comparación de los números efectivos de especies

Los números efectivos de especies ( $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$ ) para comparar los patrones de diversidad entre las cuatro áreas del bosque de pino-encino se presentan en la **Figura 8**. En general, el AAH mostró los valores más altos para los tres órdenes de  $q$  en los números de Hill, seguida de cerca por ABI, mientras que el ACA presentó los valores más bajos.

Al analizar la riqueza de especies sin considerar la abundancia ( $q_0$ ), el ABI ( $36 \pm 5.1$ ), AAH ( $35.2 \pm 2.5$ ) y ABC ( $33 \pm 2.5$ ) mostraron valores similares entre sí, mientras que el ACA ( $30.4 \pm 1.5$ ) presentó valores significativamente menores. Al incorporar la abundancia relativa para dar mayor peso a las especies comunes ( $q_1$ ), los números

efectivos de especies fueron significativamente más altos en el AAH ( $21.6 \pm 1.4$ ) y ABI ( $20.5 \pm 2.8$ ) en comparación con el ACA ( $15.4 \pm 1$ ). Además, los valores del ABC ( $17.2 \pm 2.3$ ) fueron significativamente mayores que los del ACA. En el caso de  $q_2$ , que pondera a las especies dominantes, los números efectivos de especies fueron significativamente más altos en el AAH ( $16.1 \pm 1.3$ ) y ABI ( $14.3 \pm 2.1$ ) en comparación con el ABC ( $10 \pm 2$ ) y ACA ( $9.7 \pm 0.9$ ), siendo esta última el área con la menor diversidad efectiva de especies

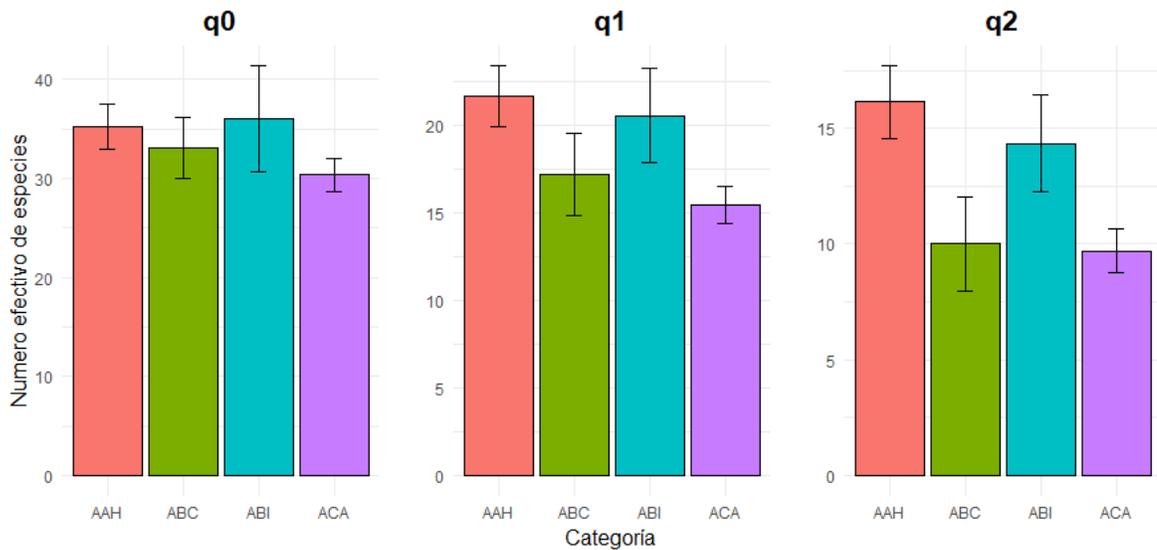
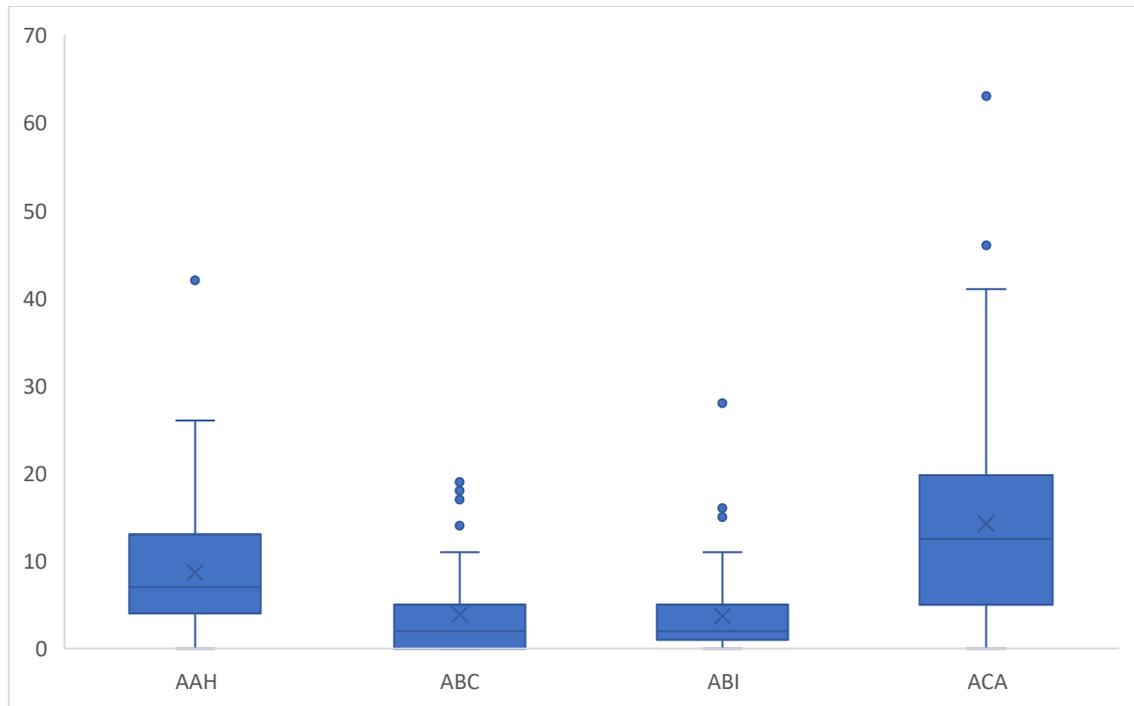


Figura 7. Diversidad de especies de aves estimada a partir de los *números de Hill* en cuatro áreas del bosque de pino-encino en el Cañón de Los Lirios. Las barras indican los promedios del número efectivo de especies para los órdenes  $q_0$  (riqueza de especies),  $q_1$  (diversidad de Shannon) y  $q_2$  (diversidad de Simpson). Los bigotes sobre las barras indican los intervalos de confianza al 95%.

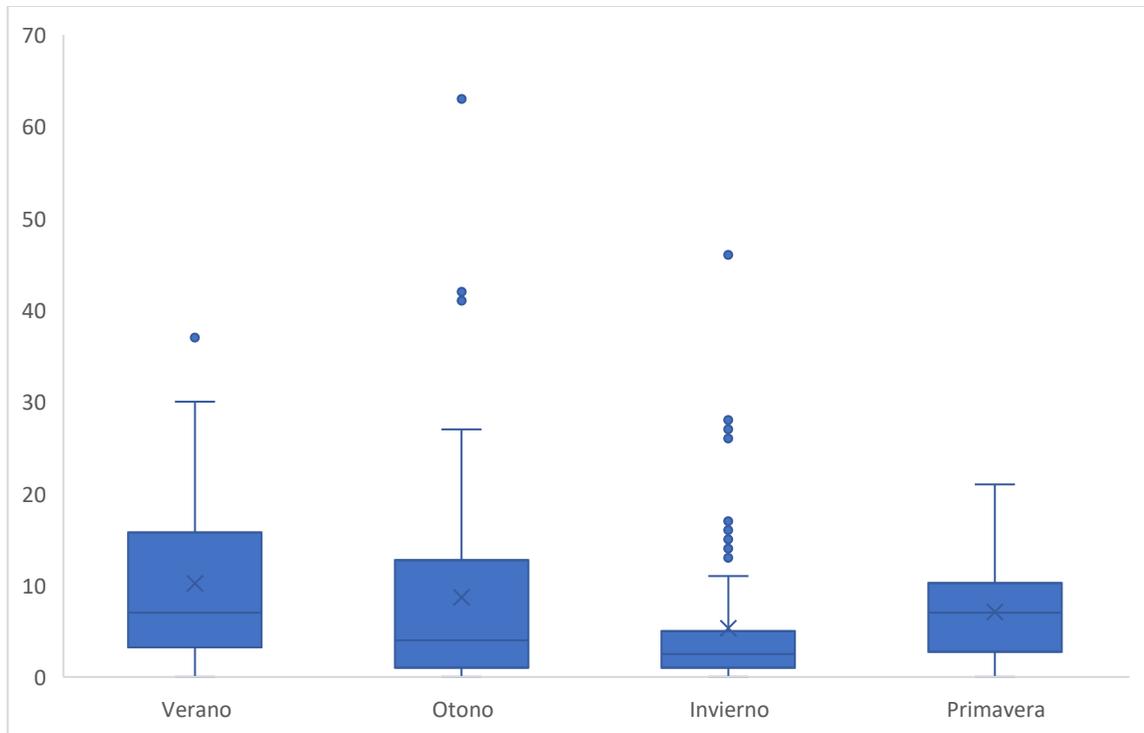
## 7.2. Análisis de la estructura

### 7.2.1. Patrones generales de abundancia

La abundancia de aves varió significativamente entre las áreas del bosque de pino-encino ( $H_{(3, n=270)}=71.14$ ,  $p<0.001$ ), con un patrón claro de más aves por punto de conteo en las áreas ACA y AAH, en comparación con ABC y ABI (**Figura 8**). Asimismo, la abundancia también fue significativamente diferente entre estaciones del año ( $H_{(3, n=270)}=20.86$ ,  $p<0.001$ ), con más aves por punto de conteo en verano y primavera, y menos durante el otoño e invierno (**Figura 9**).



**Figura 8.** Distribución de los valores de abundancia (aves por punto de conteo) en el Cañón de Los Lirios, en las cuatro áreas del bosque de pino-encino bajo distintos niveles de perturbación: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área con cultivos agrícolas (ACA).



**Figura 9.** Distribución de los valores de abundancia (aves por punto de conteo) en el Cañón de Los Lirios, en las cuatro estaciones del ciclo anual.

### 7.2.2. Patrones de abundancia relativa

Las *curvas de abundancia relativa* del CLL para las cuatro áreas del bosque de pino-encino, bajo diferentes niveles de perturbación, mostraron diferencias en la estructura de las comunidades de aves. En todas las áreas, los valores más altos de abundancia relativa correspondieron a tres especies distintas: *Haemorhous mexicanus* fue la especie más abundante en el ACA (24.6%) y con una alta proporción en el ABC (13%); *Patagioenas fasciata* fue la más común en el ABC (24.46%); mientras que *Aphelocoma wollweberi* tuvo la mayor representatividad en el AAH (12.03%).

Las especies con menor representatividad en cada área estuvieron conformadas principalmente por algunas passeriformes y colibrís, con valores de abundancia relativa inferiores al 1%. En el AAH, las especies menos comunes representaron solo el 0.16% de la abundancia total, mientras que en el ABC y ABI este valor fue de 0.35% y 0.50%, respectivamente). El ACA presentó la menor proporción de especies poco abundantes, con solo un 0.09% (**Figura 10**). Entre estas especies raras, nueve estuvieron representadas

con solo un individuo en la comunidad de aves del CLL: *Aimophila ruficeps*, *Archilochus colubris*, *Cardellina pusilla*, *Empidonax difficilis*, *Eugenes fulgens*, *Leiothlypis celata*, *L. ruficapilla*, *Molothrus aeneus*, *Sayornis phoebe* y *Streptopelia decaocto* (Tabla 3).

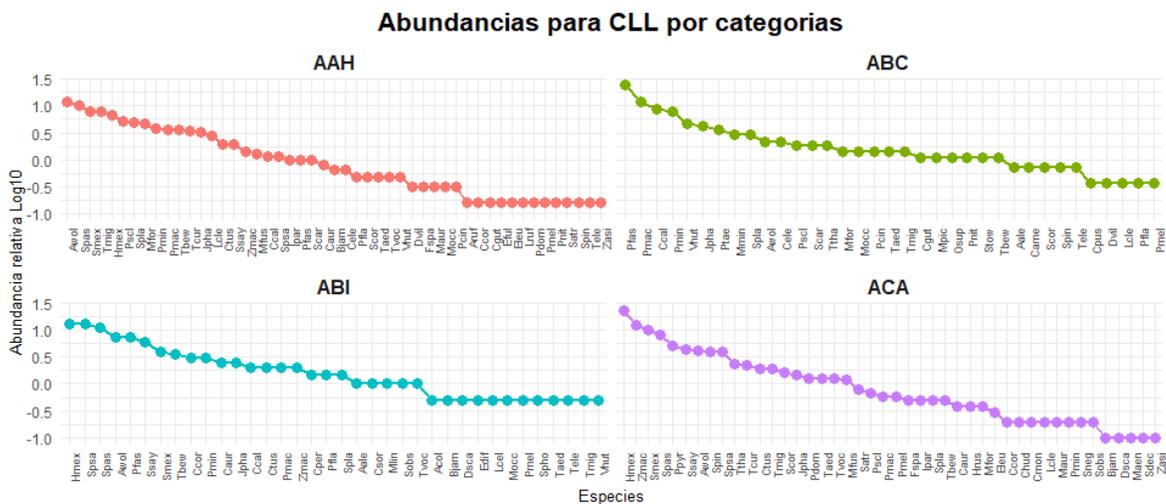


Figura 10. Curvas de rango abundancia de especies de aves en cuatro áreas del bosque de pino-encino bajo distintos niveles de perturbación en el Cañón de Los Lirios: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área de cultivos agrícolas (ACA).

Tabla. 3. Listado, abundancia y categoría de riesgo de las especies de aves registradas en el Cañón de Los Lirios, IUCN (Categoría de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza; LC = preocupación menor). NOM (Categoría de riesgo de la Norma Oficial Mexicana, NOM-059- SEMARNAT-2010: Sc = Sin categoría, Pr = Sujeta a protección especial), END/EX (categoría de endemismo de la NOM-059-SEMARNAT-2010: SE= Semiendémica, CE = Cuasiendémica y Exo = especie exótica) / (Consultar anexos 14 a 19).

Especie	AAH	ABC	ABI	ACA	IUCN	NOM	END/EX
<i>Aimophila ruficeps</i>	1	0	0	0	LC	Sc	NE
<i>Aphelocoma wollweberi</i>	75	6	15	43	LC	Sc	NE
<i>Archilochus alexandri</i>	0	2	2	0	LC	Sc	SE
<i>Archilochus colubris</i>	0	0	1	0	LC	Sc	NE
<i>Buteo jamaicensis</i>	4	0	1	1	LC	Sc	NE
<i>Cardellina pusilla</i>	0	1	0	0	LC	Sc	NE
<i>Cathartes aura</i>	5	0	5	4	LC	Sc	NE
<i>Catharus guttatus</i>	1	3	0	0	LC	Sc	NE
<i>Certhia americana</i>	0	2	0	0	LC	Sc	NE
<i>Chlorophonia elegantissima</i>	4	6	0	0	LC	Sc	NE
<i>Circus hudsonius</i>	0	0	0	2	LC	Sc	NE
<i>Colaptes auratus</i>	12	0	4	20	LC	Sc	NE
<i>Contopus pertinax</i>	0	0	3	0	LC	Sc	NE

<i>Contopus sordidulus</i>	0	0	2	0	LC	Sc	NE
<i>Corthylio calendula</i>	7	24	4	0	LC	Sc	NE
<i>Corvus corax</i>	1	0	6	2	LC	Sc	NE
<i>Cyrtonyx montezumae</i>	0	0	0	2	LC	Pr	NE
<i>Dryobates scalaris</i>	0	0	1	1	LC	Sc	NE
<i>Dryobates villosus</i>	2	1	0	0	LC	Sc	NE
<i>Elanus leucurus</i>	1	0	0	3	LC	Sc	NE
<i>Empidonax difficilis</i>	0	0	1	0	LC	Sc	SE
<i>Eugenes fulgens</i>	1	0	0	0	LC	Sc	NE
<i>Falco sparverius</i>	2	0	0	5	LC	Sc	NE
<i>Haemorhous mexicanus</i>	43	0	26	241	LC	Sc	NE
<i>Hirundo rustica</i>	0	0	0	4	LC	Sc	NE
<i>Icterus parisorum</i>	6	0	0	5	LC	Sc	SE
<i>Junco phaeonotus</i>	20	12	5	15	LC	Sc	CE
<i>Lampornis clemenciae</i>	17	1	0	2	LC	Sc	SE
<i>Leiothlypis celata</i>	0	0	1	0	LC	Sc	SE
<i>Leiothlypis ruficapilla</i>	1	0	0	0	LC	Sc	NE
<i>Melanerpes aurifrons</i>	2	0	0	2	LC	Sc	NE
<i>Melanerpes formicivorus</i>	29	4	0	4	LC	Sc	NE
<i>Melospiza lincolni</i>	0	0	2	0	LC	Sc	NE
<i>Melospiza fusca</i>	8	0	0	12	LC	Sc	NE
<i>Molothrus aeneus</i>	0	0	0	1	LC	Sc	NE
<i>Myadestes occidentalis</i>	2	4	1	0	LC	Pr	NE
<i>Myioborus miniatus</i>	0	8	0	0	LC	Sc	NE
<i>Myioborus pictus</i>	0	3	0	0	LC	Sc	NE
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	0	3	0	0	LC	Sc	NE
<i>Passer domesticus</i>	1	0	0	13	LC	Sc	Exo
<i>Patagioenas fasciata</i>	6	68	15	0	LC	Sc	NE
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	0	0	0	52	LC	Sc	NE
<i>Peucedramus taeniatus</i>	0	10	0	0	LC	Sc	NE
<i>Phainopepla nitens</i>	1	3	0	0	LC	Sc	NE
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	1	1	1	6	LC	Sc	SE
<i>Pipilo maculatus</i>	22	33	4	6	LC	Sc	NE
<i>Piranga flava</i>	3	1	3	0	LC	Sc	NE
<i>Poecile sclateri</i>	32	5	0	7	LC	Sc	CE
<i>Psaltriparus minimus</i>	24	22	6	2	LC	Sc	NE
<i>Ptiliogonys cinereus</i>	2	4	0	0	LC	Sc	CE
<i>Salpinctes obsoletus</i>	0	0	2	2	LC	Sc	NE
<i>Sayornis phoebe</i>	0	0	1	0	LC	Sc	NE
<i>Sayornis saya</i>	12	0	12	45	LC	Sc	NE
<i>Selasphorus platycercus</i>	30	8	3	5	LC	Sc	SE
<i>Setophaga coronata</i>	3	2	0	17	LC	Sc	NE
<i>Setophaga townsendi</i>	0	3	0	0	LC	Sc	NE

<i>Sialia mexicana</i>	50	0	8	103	LC	Sc	NE
<i>Sitta carolinensis</i>	6	5	0	0	LC	Sc	NE
<i>Spinus pinus</i>	1	2	0	41	LC	Sc	NE
<i>Spinus psaltria</i>	7	0	26	40	LC	Sc	NE
<i>Spizella atrogularis</i>	1	0	0	8	LC	Sc	NE
<i>Spizella passerina</i>	65	0	22	82	LC	Sc	NE
<i>Streptopelia decaocto</i>	0	0	0	1	LC	Sc	Exo
<i>Sturnella neglecta</i>	0	0	0	2	LC	Sc	NE
<i>Tachycineta thalassina</i>	0	5	0	24	LC	Sc	NE
<i>Thryomanes bewickii</i>	22	3	7	5	LC	Sc	NE
<i>Toxostoma curvirostre</i>	21	0	0	23	LC	Sc	NE
<i>Troglodytes aedon</i>	3	4	1	13	LC	Sc	NE
<i>Trogon elegans</i>	1	2	1	0	LC	Sc	NE
<i>Turdus migratorius</i>	49	4	1	20	LC	Sc	NE
<i>Tyrannus vociferans</i>	3	0	2	13	LC	Sc	SE
<i>Vireo huttoni</i>	3	13	1	0	LC	Sc	NE
<i>Zenaida asiatica</i>	1	0	0	1	LC	Sc	NE
<i>Zenaida macroura</i>	9	0	4	126	LC	Sc	NE

### 7.3. Composición de las comunidades de aves

El dendrograma de *Bray-Curtis* mostró que la composición de especies de aves varió entre las áreas del bosque de pino-encino, pero fue posible identificar algunos patrones de similitud. Se observó que las áreas ABC y ABI comparten más especies entre sí, mientras que el AAH y ACA se agruparon por separado de las anteriores. Esto indica que, aunque AAH y ACA difieren de las otras dos, presentan entre sí una mayor similitud en su composición (**Figura 11**).

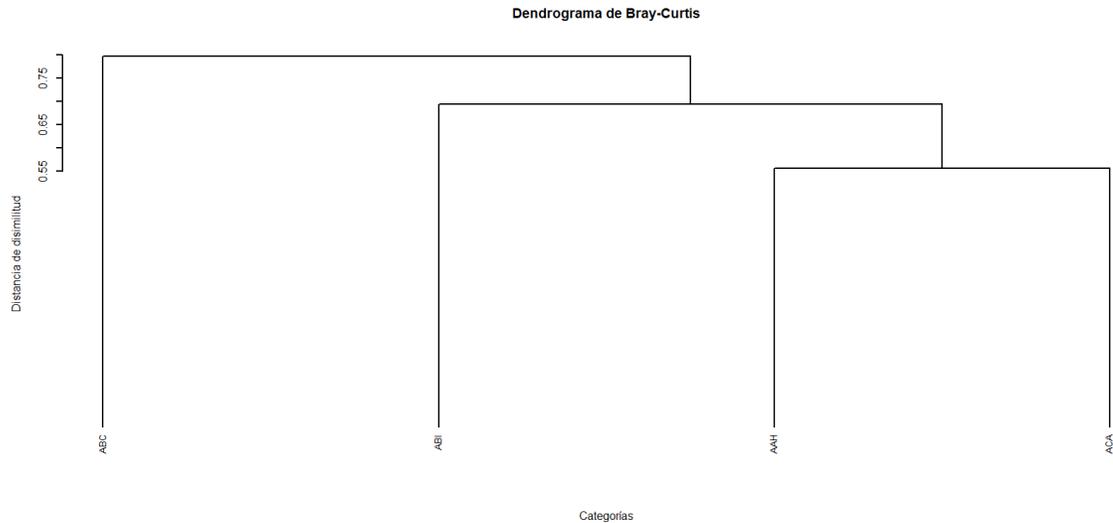


Figura 11. Dendrograma de Bray-Curtis que muestra el agrupamiento jerárquico de las especies de aves en cuatro áreas del bosque de pino-encino bajo distintos niveles de perturbación en el Cañón de Los Lirios: área de asentamientos humanos (AAH), área de bosque conservado (ABC), área de bosque incendiado (ABI) y área de cultivos agrícolas (ACA).

El análisis de *K-means*, que incluyó al área del bosque de pino-encino y la estación del año, mostró que las especies de aves se agruparon en cuatro clústeres, en función de dos dimensiones principales (Dim1 y Dim2; **Figura. 12**). El clúster 1, solo incluyó al objeto ACA\_verano, el cual presentó disimilitudes con el resto de los objetos. El clúster 2, agrupó varias combinación de áreas y estaciones (ABI\_otoño, ABI\_invierno, AAH\_invierno, AAH\_primavera, AAH\_otoño, ACA\_invierno, ACA\_primavera y ACA\_otoño), con una composición de especies relativamente similar entre sí. El clúster 3 solo incluyó al objeto AAH\_verano, lo que sugiere que posee una composición de especies única en comparación con los demás objetos. Por último, el clúster 4, integró combinaciones del ABC con distintas estaciones (ABC\_primavera, ABC\_verano, ABC\_invierno y ABC\_otoño), lo que indica que esta área del bosque de pino-encino formó un grupo propio, con una composición de especies distinta a las otras áreas.

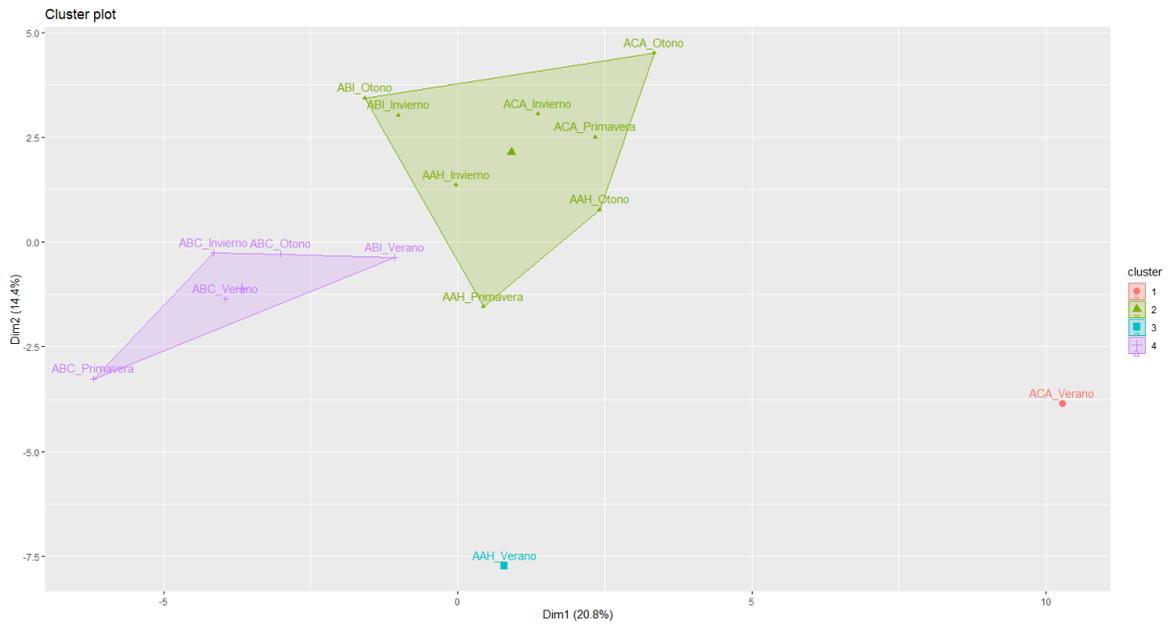


Figura 12. Análisis por clústeres con centroide a través de análisis *K-means* para categorías-temporadas y sus abundancias.

## **8. DISCUSIÓN**

### **8.1. Avifauna en ecosistemas de alta montaña del noreste de México**

#### **8.1.1. Riqueza de especies y completitud de muestreo**

De acuerdo con estudios avifaunísticos realizados en ecosistemas de alta montaña de la Sierra Madre Oriental, como el Cerro de El Potosí (Guzmán, 1998) y el Cerro de la Marta (Martínez-Gallegos, 2021), ambos cercanos al CLL, la riqueza de especies en este estudio fue similar, aun considerando que los métodos de muestreo implementados fueron distintos. En el Cerro el Potosí se identificaron 80 especies mediante un transecto de 30 km de longitud recorrido mensualmente durante un año (Guzmán, 1998), mientras que en la Sierra de La Marta se reportaron 74 especies en transectos de 1 km, sin ancho de banda (Martínez-Gallegos, 2021). En comparación, en el CLL se registraron 75 especies en puntos de conteo dentro de parcelas delimitadas en cuatro áreas del bosque de pino-encino. Los estudios previos se realizaron en un rango altitudinal más amplio: de 2000 a 3715 msnm en el caso de Guzmán (1998) y de 3073 a 3633 msnm en el de Martínez-Gallegos (2021), en contraste con el punto más alto analizado en el CLL, que fue de 2600 msnm. A pesar de abarcar un intervalo altitudinal menor, la riqueza de especies de aves registrada en este estudio fue satisfactoria, con una diferencia de solo siete especies entre las observadas (74) y las predichas (81), lo que sugiere que la comunidad de aves del CLL es representativa de estos ecosistemas de alta montaña.

En este sentido, aunque en términos generales la completitud del muestreo en toda el área de estudio fue buena, el análisis mediante el método de Clench mostró diferencias entre las cuatro áreas del bosque de pino-encino en el CLL. Las áreas con menor completitud fueron el ABC (72%) y ABI (65%), lo que podría atribuirse a la complejidad estructural de la vegetación en el bosque conservado y a la escasa cobertura vegetal en el área afectada por incendios. En contraste, el AAH (84%) y ACA (88%) presentaron una mayor completitud, posiblemente debido a que son áreas más abiertas y tienen presencia de estructuras que pueden ser utilizadas por las aves adaptadas a estos ambientes, así como a la cobertura arbórea remanente que proporciona recursos, perchas o refugios como sugieren diversos autores (Arriagada, 2022). Estos resultados resaltan la importancia de utilizar estimadores de riqueza evaluar qué tan representativo es el inventario obtenido

mediante el monitoreo, garantizando una mejor aproximación a la diversidad avifaunística en distintos tipos de hábitat (Almazán *et al.*, 2009).

### **8.1.2. Diversidad de aves en el Cañón de Los Lirios**

En general, los números efectivos de especies de los tres órdenes ( $q_0$ ,  $q_1$  y  $q_2$ ) sugieren que las áreas AAH y ABI fueron relativamente más diversas, en comparación con ABC y ACA, aunque la dominancia de algunas especies pudo haber influido en este resultado. Al considerar únicamente a la riqueza de especies ( $q_0$ ), las diferencias entre las cuatro áreas del bosque de pino-encino no fueron tan marcadas; sin embargo, al incluir la equitatividad ( $q_1$ ) y, especialmente, la dominancia ( $q_2$ ), los contrastes entre áreas fueron más evidentes. Estos resultados contrastan parcialmente con la hipótesis planteada, ya que se esperaba una disminución general de la riqueza y diversidad en las áreas con mayor perturbación; sin embargo, AAH y ABI mostraron mayores valores de diversidad. Esto podría deberse a que la construcción de viviendas y de otras estructuras favorece la heterogeneidad del hábitat, lo que podría estar otorgando diversos recursos (frutos, semillas, e insectos, entre otros) y espacios para distintas especies de aves, como las generalistas y oportunistas, que aprovechan los nuevos recursos disponibles y se vuelven dominantes (Bernat *et al.*, 2022); esto podría estar ocurriendo en el AAH. Algo similar podría suceder en las áreas de bosque siniestradas por incendios forestales, donde las que la vegetación podría estar iniciando un proceso de sucesión o regeneración ecológica (Almazán *et al.*, 2009), en el que algunas especies más tolerantes al disturbio estarían aprovechando recursos disponibles tras los incendios (p. ej., brotes, semillas o insectos; Sosa *et al.*, 2010; Venegas 2009).

En contraste, las áreas ABC y ACA tuvieron números efectivos de especies más bajos. En hábitats con buen grado de conservación, los roles y nichos ecológicos de las especies están bien establecidos (Almazán *et al.*, 2009), lo que limita la presencia de especies oportunistas o dominantes asociadas a ambientes perturbados y favorece el equilibrio en la comunidad de aves. Por otra parte, la remoción de la vegetación nativa para establecer cultivos agrícolas tiende a favorecer solo a ciertas especies especialistas en función del tipo de cultivo. Por ejemplo, los cultivos de gramíneas pueden favorecer a especies granívoras como los gorriones (p. ej., *H. mexicanus* y *Spizella passerina*), mientras que los huertos frutales pueden beneficiar a frugívoros (p. ej., *Turdus migratorius* y *Toxostoma*

*curvirostre*). No obstante, la modificación del hábitat reduce la disponibilidad de alimento y refugio para otras especies, que pueden verse desplazadas hacia áreas naturales mejor conservadas. De esta manera, aunque los efectos de la perturbación no se manifestaron como una disminución uniforme de la riqueza o diversidad en todas las áreas afectadas, los resultados sugieren un impacto, consistente con lo propuesto en la hipótesis.

## **8.2. Estructura de la comunidad**

Los resultados de este estudio mostraron que las áreas AAH y ACA tuvieron una mayor abundancia de aves por punto de conteo, lo que puede estar reflejando una estructura más simple de la comunidad avifaunística, donde pocas especies generalistas/oportunistas son dominantes, porque aportan un mayor número de individuos, pero reducen la equitatividad. En contraste, en el ABC y ABI, que son áreas menos perturbadas, la abundancia de aves por punto de conteo fue menor, reflejando una comunidad con una distribución más equitativa de individuos y una estructura más compleja, que se acerca más al estado natural del ecosistema de pino-encino del CLL.

En este estudio se hipotetizó que, durante el otoño e invierno, la llegada de especies migratorias incrementaría la abundancia general de aves en el CLL. No obstante, los resultados mostraron un patrón contrario: la abundancia promedio de aves por punto de conteo fue menor en las estaciones de migración. Esto podría indicar que, aunque se incrementa la presencia de especies migratorias durante estos meses, su abundancia no es suficiente para compensar la disminución en la actividad o presencia de especies residentes. Según Ceresa *et al.*, (2021), los cambios de temperatura pueden influir directa e indirectamente en la abundancia de aves en ecosistemas de alta montaña. En algunas especies, las bajas temperaturas invernales superan los límites fisiológicos de tolerancia, mientras que, en especies adaptadas al frío, el efecto puede ser indirecto, a través de la reducción de la cobertura vegetal, la pérdida de sitios de refugio y la menor disponibilidad de alimento. En las zonas más elevadas del CCL, las temperaturas pueden descender hasta  $-15^{\circ}\text{C}$  durante el invierno (SIIAEC, 2022), lo que podría explicar la reducción general de la abundancia de aves registrada en las cuatro áreas de estudio en esta estación.

Las curvas de rango-abundancia permiten analizar la estructura de las comunidades al mostrar la distribución de especies más representativas según su abundancia relativa. En el AAH y ACA, las especies más representativas fueron *A. wollweberi*, *S. passerina* y *H. mexicanus*, mientras que *Catharus gutattus*, *E. fulgens* y *Buteo jamaicensis* tuvieron menor representación. La dominancia de especies como *A. wollweberi*, frecuente en ambientes antropizados, sugiere que estas áreas ofrecen recursos adicionales, como alimento en contenedores de basura. Este patrón de mayor dominancia de especies generalistas podría estar asociado a la simplificación de la estructura de las comunidades de aves en ambientes perturbados, tal como se predijo inicialmente. En contraste, *Trogon elegans* solo se registró en zonas con mayor cobertura vegetal, evitando espacios abiertos, lo que sugiere que la complejidad estructural del hábitat influye en la presencia de ciertas especies.

En el ABI, *H. mexicanus* y *S. passerina*, también fueron las más abundantes, mientras que *Troglodytes aedon* y *Myadestes occidentalis* fueron menos representativas, posiblemente por la escasez de cobertura vegetal. Esto podría indicar que, en áreas perturbadas como el ABI, la falta de estructura vegetal está reduciendo la diversidad de nichos disponibles, lo cual afecta la estructura de la comunidad de aves. En el ABC, especies como *P. fasciata* y *Pipilo maculatus* fueron dominantes, debido a su preferencia por perchas altas y cobertura de arbustos densa, respectivamente (Tinajero, 2005). En cambio, especies migratorias como *Piranga flava*, *Cardelina pusilla* y *Leiothlypis celata* tuvieron baja representatividad, lo que podría deberse a patrones estacionales y factores conductuales (Almazán *et al.*, 2009), sugiriendo que la estructura de las comunidades cambia con las estaciones.

Gracias a las curvas de rango-abundancias es posible analizar cómo se comportan las estructuras y sus comunidades. Estas curvas nos muestran los registros de las especies más y menos representativas de acuerdo con su abundancia relativa. En el caso de AAH o ACA las especies más representativas en cuanto a sus abundancias fueron *A. wollweberi*, *S. passerina* y *H. mexicanus* en comparación con especies como por ejemplo *Catharus gutattus*, *Eugenes fulgens* y *Buteo jamaicensis*, que tuvieron la menor representación dentro de dichas áreas. Esta situación podría explicarse debido a que las especies mayor

representadas son bien conocidas por su facilidad para adaptarse a lugares antropogenizados como la *A. wollweberi*, a la que se le vio constantemente buscando alimento sobre contenedores de basura. Al contrario de *T. elegans*, una especie presente los sitios más conservados y que solo se le pudo observar en las áreas con mayor cobertura vegetal, para luego adentrarse nuevamente a espacios poco accesibles.

En cuanto a ABI, las mayores representaciones fueron nuevamente para *H. mexicanus* y *S. passerina*. Sin embargo, especies como por ejemplo *Troglodytes aedon* *Myadestes occidentalis* tuvieron la más baja representatividad, posiblemente por la falta de cobertura vegetal en la que se suele perchar *M. occidentalis*, registrándose solo su vocalización sin observación. Por otra parte, ABC mostró una diferente representatividad en cuanto a su abundancia por otras especies como por ejemplo *Patagioenas fasciata* y *Pipilo maculatus*, las cuales están estrechamente relacionadas a las perchas altas para el caso de *Patagioenas fasciata* y una gran cobertura de arbustos para el caso de *Pipilo maculatus* (Tinajero, 2005). No obstante, algunas de las especies menos representativas fueron *Piranga flava*, *Cardelina pusilla* y *Leiothlypis celata*, las cuales son conocidas por sus hábitos migratorios, respondiendo el porqué de su baja representatividad para el área, no obstante, el uso de las diferentes áreas por la misma ave en diferente abundancia podría sugerir factores externos o internos que presionan a su presencia, como las conductuales (Almazán *et al.*, 2009).

Los análisis también revelaron valores atípicos (*outliers*) en la abundancia de algunas especies. *H. mexicanus* y *S. mexicana* fueron altamente representativas en áreas antropizadas, probablemente debido a la disponibilidad de recursos adicionales proporcionados por cultivos como maíz y manzanas, lo que contribuye con una comunidad menos estructurada en estas áreas. En áreas de bosque conservado, *P. fasciata* mostró una alta abundancia, destacando su rol ecológico como dispersor de semillas. En general, las áreas con mayor grado de perturbación evidente (AAH y ACA) presentaron mayor abundancia de aves en comparación con las áreas de bosque de pino-encino, con menos influencia directa de actividades humanas (ABC y ABI), lo que respalda la hipótesis de que las perturbaciones generan una simplificación de la estructura de la comunidad.

### **8.3.Composición de la comunidad**

Como se mencionó en la metodología, distintos métodos permiten comparar grupos o ensamblajes dentro de una comunidad. En este caso, los métodos de *Bray-Curtis* y *K-means* permitieron analizar la composición de las comunidades en cada área estudiada, comparando su grado de similitud y disimilitud. En dendrograma obtenido mediante el método de *Bray-Curtis* mostró una alta similitud las áreas ACA y AAH, lo cual podría explicarse por la mayor cantidad de estructuras antropogénicas, como casas, cercas y claros, presentes en estas áreas, en comparación con el ABC y ABI, que mantienen procesos ecológicos más naturales. Por otro lado, el ABC presentó el mayor índice de disimilitud (75%) con el resto de las, lo que indica que las especies presentes en esta área son principalmente especialistas, que tienden a ser más vulnerables a perturbaciones. En contraste, el ABI, aunque el incendio fue iniciado por el hombre y no de manera natural, mostró una disimilitud del 65% con las demás áreas perturbadas. Este patrón podría reflejar el proceso de regeneración ecológica que sigue el ABI, donde los incendios forestales detonan un ciclo de recambio de especies de aves a en paralelo con la recuperación de la vegetación nativa (Fontaine *et al.*, 2009), lo que hace que el ABI sea más parecida al ABC que a las áreas perturbadas.

Además, el análisis mediante el método de *K-means* mostró que el área del bosque de pino-encino y la estación del año influyen la composición de las comunidades. Las áreas más perturbadas (AAH, ACA y ABI), mostraron similitudes en sus ensamblajes, salvo el muestreo en el ABI en verano, donde la similitud fue mayor con el ABC. Esto podría explicarse por el crecimiento de vegetación herbácea y flores anuales en la primavera, que sirven de alimento para especies de colibríes como *A. colubris*, *A. alexandri* y *Selasphorus platycercus*.

### **8.4.Relevancia ecológica del bosque de pino-encino del Cañón de Los Lirios**

Los bosques de pino-encino otorgan diversos servicios ecosistémicos (Balvanera y Cotler, 2007) y son uno de los ecosistemas más amenazados del país (Caballero-Cruz *et al.*, 2019). En Coahuila, específicamente en el CLL, habitan especies amenazadas como *Rhynchopsitta terrisi*, *Cyrtonyx montezumae* o *M. occidentalis* (SEMARNAT, 2010), las cuales se han observado tanto dentro como fuera del área de muestreo. Esto sugiere que

el CLL, aún conserva características beneficiosas para especies en alguna categoría de riesgo. Cabe destacar que *R. terrisi* es una especie en peligro de extinción y endémica a México. Su distribución está limitada a la Sierra Madre Oriental, y el CCL sigue siendo uno de los pocos lugares en donde se pueden observar grandes parvadas, lo que es confirmado por la gente local, que aún reporta avistamientos.

Además, al formar parte de la Sierra Madre Oriental, el CLL actúa como un corredor biológico para diversas especies migratorias importantes. Un ejemplo es *Setophaga chrysoparia*, una especie en peligro de extinción que busca hábitats de vegetación de pino-encino durante su migración (Caballero-Cruz *et al.*, 2019).

Estos bosques también cumplen diversas funciones para la gente local. Además de proveer productos maderables y no maderables, son considerados como de los lugares más atractivos del municipio de Arteaga por los turistas que buscan escapar de la ciudad durante los fines de semana. Los bosques también representan una parte importante de la cultura e historia local, ya que los habitantes son conocidos por ser de los principales proveedores de manzanas, realizar cabalgatas a caballo, y ofrecer algunas de las mejores vistas hacia el bosque en el noreste de México (Aragón y López, 2020).

## 9. CONCLUSIÓN

Las aves han demostrado ser buenos indicadores de perturbación en distintos estudios realizados en México. Sin embargo, aún se conoce poco sobre los factores que influyen significativamente en su presencia a nivel local. Este estudio confirmó que la perturbación del bosque de pino-encino en el CLL tiene efectos significativos sobre la composición y estructura de las comunidades de aves. Los números efectivos de especies mostraron una disminución en la riqueza de especies ( $q_0$ ) y la diversidad, ponderada para equitatividad ( $q_1$ ) y dominancia ( $q_2$ ), en las áreas con mayor nivel de perturbación, especialmente en las áreas agrícolas (ACA), comparadas con el bosque conservado (ABC). El análisis de la estructura de la comunidad reveló que en las áreas perturbadas dominaron pocas especies más tolerantes, que prefieren áreas más abiertas en el bosque de pino-encino y aprovechan los nuevos recursos disponibles tras la modificación del hábitat; aquí se incluyen *H. mexicanus*, *S. mexicana* y *P. domesticus*. En contraste, en el área conservada se observaron especies especialistas y sensibles a la perturbación como *Myioborus pictus* y *Dryobates villosus*.

Asimismo, los resultados mostraron que la composición de especies difiere en función del nivel de perturbación, con las diferencias más marcadas en el ABC, en comparación con las demás áreas. En el caso del ABI, la composición de especies fue parcialmente similar al ABC, lo que sugiere que los procesos de sucesión ecológica podrían estar favoreciendo una recuperación de la vegetación en los estratos bajos del bosque de pino-encino, aun cuando el incendio tuvo un origen antrópico.

En cuanto a la estacionalidad, se registraron cambios importantes en la composición y estructura de las comunidades de aves, particularmente durante el otoño e invierno, cuando llegan especies migratorias como *T. migratorius* y *S. coronata*. La incorporación de especies migratorias a las comunidades de aves fue más evidente en áreas con menor perturbación (ABC y ABI); sin embargo, el recambio de especies no se reflejó en el incremento de la abundancia, dado que en general, el número de individuos por punto de conteo disminuyó en las cuatro áreas durante las estaciones más frías del año.

La mayor diversidad observada en el AAH puede atribuirse al efecto ecotono por la combinación de vegetación natural con elementos antropogénicos, que ofrece una mayor

variedad y disponibilidad de recursos. No obstante, estas condiciones también favorecen la presencia de especies exóticas, lo que modifica la composición de las comunidades avifaunísticas.

Por último, este estudio destaca la importancia del monitoreo a largo plazo para comprender cómo responden las comunidades de aves a diferentes tipos y niveles de perturbación, así como a cambios estacionales. Los resultados destacan el valor de los bosques conservados como refugios clave para especies sensibles, y la necesidad urgente de gestionar adecuadamente las zonas agrícolas y de uso humano para mitigar los efectos de la degradación del hábitat.

## 10.LITERATURA CITADA

- Almazán-Núñez RC, Puebla-Olivares F, & Almazán-Juárez Á. 2009. Diversidad de aves en bosques de pino-encino del centro de Guerrero, México. *Acta zoológica mexicana*, 25(1), 123-142.
- Aragón M, & Villegas M. 2020. Arteaga, Coahuila. Pueblos mágicos, 73.
- Aves del mundo. 2024. Editado por SM Billerman, BK Keeney, PG Rodewald y TS Schulenberg. Laboratorio de Ornitología de Cornell, Ithaca, NY, EE. UU. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>
- Balvanera P, & Cotler H. 2007. Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica*, (84-85), 8-15.
- Baños JC. 2009. Amenazando la biodiversidad: urbanización y sus efectos en la avifauna. *Ciencia y Mar*, 13(39), 61-65
- Berlanga H, Gómez de Silva, VM, Vargas-Canales V. Rodríguez-Contreras LA. Sánchez-González R, Ortega-Álvarez y Calderón-Parra R. 2019. Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO, México D.F.
- Caballero-Cruz P, Vargas-Noguez G, & Ortiz-Pulido R. 2020. Especies de aves en riesgo en el bosque mesófilo de montaña en cinco AICA de la Sierra Madre Oriental, México. *Huitzil*, 21(1).
- Camfield A. F., W. A. Calder, and L. L. Calder. 2020. Broad-tailed Hummingbird (*Selasphorus platycercus*), versión 1.0. In
- Cantú C, González FN, Marmolejo JG, Uvalle JI, Estrada E, & Rentería L. 2011. Los vacíos y omisiones de conservación de Coahuila, México, con especial referencia a sus tipos de vegetación. *CIENCIA-UANL*, 14(1), 69-74.
- Ceresa F, Kranebitter P, Monrós JS, Rizzolli F, & Brambilla M. 2021. Disentangling direct and indirect effects of local temperature on abundance of mountain birds and implications for understanding global change impacts. *PeerJ*, 9, e12560.
- CONABIO. 2019. La Relevancia de las aves en México. Profepa. Cons
- CONABIO. 2023. Ecosistemas de México/Bosques templados. Profepa. Cons

- Contreras-Balderas AJ, Cotera-Correa M, García-Deras, GM., García-Salas J. 44 A., Guerrero-Madriles M, López de Aquino S, Heredia-Pineda FJ, Lozano-Cavazos EA, Morán-Rosales FI, & Scott-Morales LM. 2018. Aves. In La Biodiversidad en Coahuila, estudio de Estado (Volumen II, Pp: 361–374). CONABIO
- De la Hoz EJ, De la Hoz EJ, Fontalvo TJ. 2019. Metodología de aprendizaje automático para la clasificación y predicción de usuarios en ambientes virtuales de educación. *Información tecnológica*, vol. 30, no 1, p. 247-254.
- Dunn JL, & Alderfer JK. 2009. National Geographic Illustrated Birds of North America, National Geographic Books.
- Encina, JA, & Villarreal JÁ. 2002. Distribución y aspectos ecológicos del género *Quercus* (Fagaceae), en el estado de Coahuila, México. *Polibotánica*, (13), 1-23.
- Escalante Pliego P, Sigüenza A. N, & Peterson AT. 1998. Un análisis geográfico, ecológico e histórico de la diversidad de aves terrestres de México, cap. 8, 279-304. Ramamoorthy, TP, R. Bye, A. Loty J. Fa (Comp.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México, DF.
- Espinoza JJ, Salas JA, Jesús JA. C. T. A., & Balderas, C. 2017. Listado avifaunístico del Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen, Coahuila. Experiencias de monitoreo de aves en el corredor ecológico de la Sierra Madre Oriental, 131.
- Espinosa-Méndez SE, Enríquez PL, Pineda Diez de Bonilla E, & Vandame R. 2020. Diversidad y composición de aves del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. *Acta zoológica mexicana*, 36.
- Favret Tondato R. 2004. ARTEAGA, TIERRA DE MANZANOS. CONFIGURACIÓN DE UNA REGIÓN AGRÍCOLA DE COAHUILA (1940-1990). Tesis de doctorado. Universidad Iberoamericana.
- Flores B, Rumiz D, Fredericksen T, Y Fredericksen N. 2002. El uso de claros de aprovechamiento forestal por la avifauna de un bosque semideciduo chiquitano de Santa Cruz, Bolivia. *El Hornero*.

- Galicia L, Chávez-Vergara BM, Kolb M, Jasso-Flores RI, Rodríguez-Bustos LA, Solís LE, & Villanueva A. 2018. Perspectivas del enfoque socioecológico en la conservación, el aprovechamiento y pago de servicios ambientales de los bosques templados de México. *Madera y bosques*, 24(2).
- Galicia L, & Zarco-Arista AE. 2014. Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in México: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 10(4), 275-288.
- Gallardo Vásquez J. 2019. Efecto de la presión antrópica sobre tres estratos vegetales y su impacto en la diversidad y distribución de avifauna en la ZOCCRE Morro de Calzada-Moyobamba, 2018. Tesis de pregrado.
- Garza de León, Morán I, Valdés F. y Tinajero R. 2007. COAHUILA, Avifaunas Estatales de México. CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México. Pp.98-136.
- Gómez-Moreno VD, González-Gaona OJ, Niño-Maldonado S, Azuara-Domínguez A & Barrientos-Lozano L. 2023. Las áreas verdes urbanas con vegetación mixta favorecen la riqueza y abundancia de aves en Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. *Revista de Biología Tropical*, 71(1).
- Gómez-Tagle Ch, A, Gómez-Tagle A, Ávila JA, & Bruijnzeel LA. 2015. Partición de la precipitación en un bosque tropical montano de pino-encino en el centro de México. *Bosque (Valdivia)*, 36(3), 505-518.
- GONZALEZ AO. 2016. Respuesta de la avifauna a desmontes de pequeña escala en la selva tropical seca en la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México.
- Guzmán Velasco A. 1998. Distribución altitudinal de la avifauna del cerro el Potosí, Galeana, Nuevo León, México (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León).
- Hernández G, Euan A, Fieldman R. 2018. La urbanización y su impacto en la variación estacional de las aves de la Ciudad de Mérida. Centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY).

- Hernández Moreno. 2022. Diversidad de mamíferos terrestres en la reserva natural Estatal Sierra de Zapalinamé, en el Sureste de Coahuila, México.
- Jardel EJ, Ramírez VR, Castillo NF, García RS, Balcázar-Medina OE, Chacón-Mathieu JC, & Morfín JE. 2006. Manejo del fuego y restauración de bosques en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México. *Incendios Forestales. México y Madrid. Mundi-Prensa-CONAFOR*, 216-242.
- Lazcano D, Nevárez-de los Reyes M, García-Padilla E, Johnson JD, Mata-Silva V, DeSantis DL, & Wilson LD. 2019. The herpetofauna of Coahuila, México: composition, distribution, and conservation status. *Amphibian & Reptile Conservation*, 13(2), 31-94.
- Machtans C, Wedeles C, Bayne E. 2013. A first estimate for Canada of the number of birds killed by colliding with building Windows. *Avian conservation and Ecology*.
- MATUS RUIZ, I. N. O. C. E. N. C. I. A. 2014. SOBREVIVENCIA DEL GUAJOLOTE SILVESTRE (*Meleagris gallopavo intermedia*) REINTRODUCIDO EN LA ZONA SUJETA A CONSERVACIÓN ECOLÓGICA SIERRA DE ZAPALINAMÉ EN LOS MUNICIPIOS DE SALTILLO Y ARTEAGA, COAHUILA.
- Martínez Gallegos N. 2021. Estructura y composición de la avifauna en tres sitios en la sierra La Marta, Arteaga, Coahuila, México (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma de Nuevo León).
- Mena A. 2020. Evaluación de la comunidad de aves terrestres y prevalencia de viruela aviar en zonas con distinto grado de cambio de hábitat en San Cristóbal, Galápagos. Tesis Licenciatura. Universidad de San Francisco de Quito
- Méndez Osorio C, Alanís Rodríguez E, Jiménez Pérez J, Aguirre Calderón ÓA, & Treviño Garza EJ. 2014. Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17(69), 63-70.
- Molina C. 2013. investigación geohistorica sobre las causas de los incendios forestales. *Revista Montes*, no 114, p. 17-21.

- Morales-Contreras J, Márquez-Luna U, Guzmán-Saucedo A, Cruz-Mugartegui CI, & Vásquez LB. 2022. Densidad Poblacional y factores de riesgo del cardenal rojo (*Cardinalis cardinalis saturatus*) de la Isla Cozumel, México. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 23 (2)
- Negro JJ, Prenda J, Ferrero JJ, Rodríguez A, & Reig-Ferrer A. 2020. A timeline for the urbanization of wild birds: the case of the lesser kestrel. *Quaternary Science Reviews*, 249, 106638.
- Neuschulz EL, Botzat A, & Farwig N. 2011. Effects of forest modification on bird community composition and seed removal in a heterogeneous landscape in South Africa. *Oikos*, 120(9), 1371-1379.
- Cepeda MG, Sanchez, A, Galindo ME, Sanchez SR, Padrón E, García JL, F., & Ocaña, B. 2013. Incidencia y Severidad de *Phoradendron* spp., en la Sierra de Arteaga, Coah., México. *Comité Editorial*, 10(1), 37.
- Quintanilla JÁ & Domínguez JA. 2005. Plantas vasculares endémicas de Coahuila y algunas áreas adyacentes, México. *Acta Botánica Mexicana*, (70), 1-46.
- Rzedowski J. 2006. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Rzedowski J, & Huerta L. 1978. *vegetación de México* (Vol. 432). México: Editorial Limusa.
- Ríos C. 2012. ¿CUÁL ES EL PAPEL DE LAS COMUNIDADES DE VEGETACIÓN SECUNDARIA EN LA COMPOSICIÓN AVIFAUNÍSTICA DEL BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO?. UNAM. Facultad de Ciencias Biológicas.
- Rodríguez-Laguna R, Jiménez-Pérez J, Aguirre-Calderón ÓA, Treviño-Garza EJ, & Razo-Zárata R. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai*, 5(3), 317-327.
- Rodríguez RG. 2010. Ecoturismo Mexicano: la promesa, la realidad y el futuro. Un análisis situacional mediante estudios de caso. *El Periplo Sustentable*, (18), 37-67.

- Sánchez-Sotomayor D, Martín-Higuera A, Gil-Delgado JA, Gálvez Á, & Bernat-Ponce E. 2023. Artificial grass in parks as a potential new threat for urban bird communities. *Bird Conservation International*, 33, e16.
- SEMARNAT. 2010. NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-059-SEMARNAT-2010.
- SEMARNAT. 2009. PROGRAMA DE ACCIÓN PARA LA PROTECCIÓN DE ESPECIES “COTORRAS SERRANAS (*Rhynchopsittta* spp)”.
- SIIAEC. 2022. Sistema Integral de Información Ambiental del Estado de Coahuila “Clima”.
- Todeschini R. 1998. *Introduzione alla chemiometria* (pp. 1-321). EdiSES.
- Vázquez-Reyes LD, Paz-Hernández H, Godínez-Álvarez HO, del Coro Arizmendi M, & Navarro-Sigüenza AG. 2022. Trait shifts in bird communities from primary forest to human settlements in Mexican seasonal forests. Are there ruderal birds?. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(2), 117-125.
- Venegas M, Varela S, & Estades C. 2009. Efecto del fuego en la comunidad de aves de bosque en la Reserva Nacional Malleco. *Boletín Chileno de Ornitología*.
- Vold T & Buffett D. 2008. *Ecological Concepts, Principles and Applications to Conservation*, BC. 36 pp.
- Wunder S, Wertz-Kanounnikoff, S, & Sánchez, RM. 2007. Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta ecológica*, (84), 39-52.

## ANEXOS



Figura 13. Equipo de trabajo del área de Ciencias Exactas dentro del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. donde se llevó a cabo la estancia.

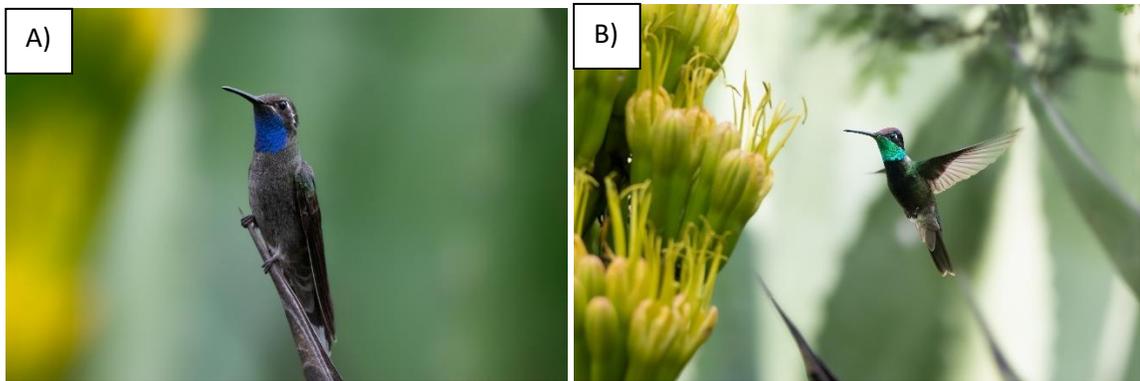


Figura 14A y 14B. *Lampornis clemenciae* y *E. fulgens* observadas principalmente en las áreas de asentamientos humanos.

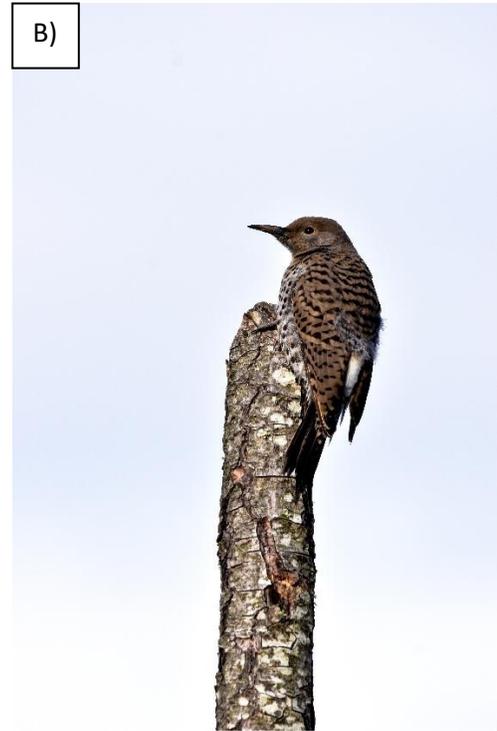


Figura 15A y 15B. *Melanerpes formicivorus* observado en mayor medida sobre las áreas de asentamientos humanos y *C. auratus* observado principalmente sobre las áreas de cultivos agrícolas.



Figura 16. *Sayornis saya*, especie observada en mayor medida sobre las áreas de bosque incendiado y áreas de cultivos agrícolas.

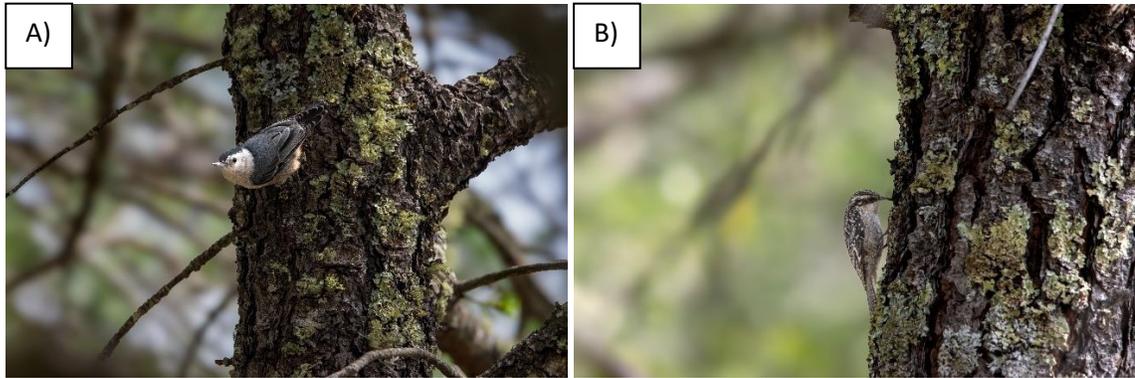


Figura 17A y 17B. *S. carolinensis* y *C. americana* observadas y fotografiadas principalmente en las áreas de bosque conservado.

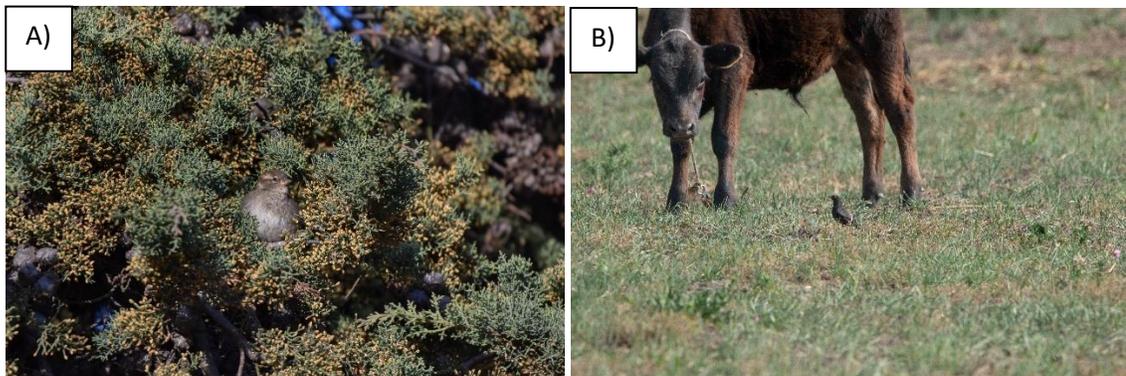


Figura 18A y 18B. *P. domesticus* y *M. aeneus* observados y fotografiados en las áreas de cultivos agrícolas.



Figura 19. *P. fasciata*, observada y fotografiada principalmente sobre las áreas de bosque conservado.

Tabla 4. Especies extras registradas fuera de las parcelas monitoreadas.

Especies extras			
<b>Especie</b>	<b>IUCN</b>	<b>NOM</b>	<b>END/EX</b>
<i>Accipiter striatus</i>	LC	Pr	NE
<i>Antrostomus arizonae</i>	LC	Sc	NE
<i>Geococcyx californianus</i>	LC	Sc	NE
<i>Rhynchopsitta terrisi</i>	EN	P	EN
<i>Sayornis nigricans</i>	LC	Sc	NE
<i>Sphyrapicus varius</i>	LC	Sc	NE
<i>Vireo bellii</i>	LC	Sc	NE