



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN**

TESIS

DIVERSIDAD DE AVES EN UN PAISAJE ANTROPIZADO

DENTRO DE LA RESERVA DE LA BIÓSFERA

BARRANCA DE METZTILÁN, HIDALGO, MÉXICO

Para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

PRESENTA

JOSÉ FABIO RICO SILVA

Directora

Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan

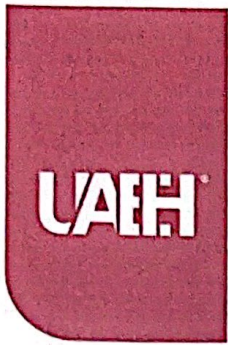
Comité tutorial

Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega

Dr. Gerardo Sánchez Rojas

Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark

Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, 2024



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

School of Engineering and Basic Sciences

Área Académica de Biología

Department of Biology

Mineral de la Reforma, Hgo., a 10 de abril de 2024

Número de control: ICBI-AAB/210/2024

Asunto: Autorización de impresión.

MTRA.OJUKY DEL ROCIO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH

El Comité Tutorial del nombre del producto que indique el documento curricular del programa educativo de posgrado titulado "DIVERSIDAD DE AVES EN UN PAISAJE ANTROPORIZADO DENTRO DE LA RESERVA DE LA BIÓSFERA BARRANCA DE METZTITLÁN, HIDALGO, MÉXICO", realizado por el sustentante José Fabio Rico Silva con número de cuenta 467881 perteneciente al programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN, una vez que ha revisado, analizado y evaluado el documento recepcional de acuerdo a lo estipulado en el Artículo 110 del Reglamento de Estudios de Posgrado, tiene a bien extender la presente:

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Por lo que el sustentante deberá cumplir los requisitos del Reglamento de Estudios de Posgrado y con lo establecido en el proceso de grado vigente.

Atentamente
"Amor, Orden y Progreso"

El Comité Tutorial

Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan
Vocal

Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega
Secretario



Dr. Gerardo Sánchez Rojas
Presidente

Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark
Suplente

LFRP/CIAF

Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México. C.P. 42184
Teléfono: 52 (771) 71 720 00 Ext. 6640, 6642
Fax 2112
aab_icbi@uaeh.edu.mx



AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Iriana Zuria por haber aceptado ser mi directora de tesis, por su apoyo y comprensión en todo momento, siempre estaré agradecido. A los miembros del comité tutorial, Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega, Dr. Gerardo Sánchez Rojas y Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark, por sus valiosos comentarios y acompañamiento durante el proceso de realización de este trabajo.

A Guillermo Sánchez, “Don Memo”, por ser un excepcional guía de campo, por sus historias y su generosidad. A los miembros del Herpetario X-Plora Reptilia por su hospitalidad durante las estancias en la reserva. También, a los pobladores de la reserva que permitieron el acceso a sus propiedades para realizar el estudio.

A Yokebed Cruz de Jesús por su amor, comprensión, complicidad y apoyo incondicional, por hacer de esta estancia en México lo mejor que me ha pasado en la vida. A mi familia, mis papás Rubiela Silva y Fabio Rico, que desde la distancia siempre me han apoyado. A mis amigos y compañeros Elsi Pérez, Omar Larios y Alexis Pardo por su amistad y los ratos agradables que hicieron más divertida la maestría.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por la beca otorgada para los estudios de posgrado. Finalmente, a todas las personas que contribuyeron de una u otra manera para que este trabajo se llevara a cabo, muchas gracias a todos.

ÍNDICE

RESUMEN	4
1. INTRODUCCIÓN	5
2. ANTECEDENTES	7
2.1. La huella humana sobre el planeta	7
2.2. Biodiversidad en paisajes antropizados	7
2.3. Áreas Naturales Protegidas como estrategia de conservación.....	8
2.4. Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán	9
2.5. Aves de la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán	10
3. JUSTIFICACIÓN	11
4. OBJETIVOS	12
4.1. Objetivo General	12
4.2. Objetivos Específicos.....	12
5. HIPÓTESIS	12
6. MÉTODOS	13
6.1. Área de estudio.....	13
6.2. Caracterización de la avifauna	14
6.3. Variables ambientales.....	14
6.4. Análisis de datos.....	18
7. RESULTADOS	21
7.1. Caracterización ambiental.....	21
7.2. Caracterización de la avifauna	21
7.3. Influencia de variables ambientales sobre las comunidades de aves.....	25
8. DISCUSIÓN	32
8.1. Avifauna de la Vega de Metztitlán	32
8.2. Relación de las comunidades de aves con variables ambientales	33
8.3. Implicaciones de manejo para la conservación de las aves	36
9. CONCLUSIONES	37
10. LITERATURA CITADA	39
11. ANEXOS	51

RESUMEN

Las áreas naturales protegidas constituyen una estrategia de conservación efectiva para evitar la pérdida de diferentes niveles de la biodiversidad local, sin embargo, algunas de estas áreas están amenazadas por factores como el cambio de uso del suelo para actividades como la agricultura y urbanización intensiva. En este estudio, se evaluó la influencia de variables ambientales relacionadas con el uso del suelo y el hábitat local sobre la estructura (abundancia, riqueza y diversidad) y composición de especies de las comunidades de aves nativas, migratorias y exóticas de la Vega de Metztlán, en la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán (RBBM), Hidalgo. Las aves se registraron a través de puntos de conteo y se consideraron variables ambientales categóricas (tipo de uso del suelo) y numéricas (características del hábitat medidas a escala local y del paisaje). Los tipos de uso del suelo incluyeron: poco intervenido (con predominio de matorral xerófilo), agrícola y urbano. Se analizó la relación entre las variables numéricas con el uso de Modelos Lineales Generalizados y se comparó la composición de especies a través de un análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico. Como resultado, se registraron 85 especies de aves, 26 especies se consideraron migratorias de invierno y cinco especies fueron exóticas. La especie más abundante fue el pinzón mexicano (*Haemorhous mexicanus*), representando el 8.76% de la abundancia total. La riqueza total de aves y la abundancia de aves migratorias fue mayor en los sitios agrícolas, mientras que los sitios urbanos tuvieron una menor diversidad total y una mayor abundancia de aves exóticas. Por otro lado, se evidenció que la diversidad de la comunidad total de aves tuvo una asociación positiva con la abundancia de plantas a escala local y la cobertura de nogales (*Carya illinoensis*) a escala del paisaje. Similarmente, la cobertura de nogales estuvo relacionada positivamente con la riqueza y diversidad de la comunidad de aves nativas y migratorias. Finalmente, se identificó una relación negativa de la abundancia de aves exóticas con la abundancia de plantas a escala local y la cobertura de vegetación nativa a escala del paisaje. En general, se concluye que las características del hábitat influyen en las comunidades de aves, donde el tipo de uso del suelo es un factor determinante y la presencia de árboles a escala del paisaje, principalmente los cultivos de nogal en la región, tienen relevancia para la conservación de las aves de la Vega de Metztlán, RBBM.

Palabras claves: Agricultura, Áreas naturales protegidas, Aves exóticas, Aves migratorias, Urbanización.

1. INTRODUCCIÓN

A nivel global los ecosistemas naturales están siendo transformados aceleradamente como consecuencia del desarrollo de actividades humanas (Ellis et al., 2013; Williams et al., 2020). Dentro de las principales causas de este deterioro ambiental se encuentra la expansión en las últimas décadas de la urbanización y la agricultura (Dudley & Alexander, 2017; Liu et al., 2020; Seto et al., 2012; Song et al., 2018).

Se ha identificado que las actividades humanas conducen a alteraciones en la configuración del paisaje, los ecosistemas y las comunidades biológicas (Aronson et al., 2014; Dudley & Alexander, 2017; Grimm et al., 2008). Sobre este último aspecto, existe amplia evidencia que demuestra que el desarrollo intensivo de la urbanización y la agricultura conlleva a la pérdida (empobrecimiento) de especies, principalmente de las especies nativas (Aronson et al., 2014; McKinney, 2008; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Stanton et al., 2018).

Las aves son uno de los grupos biológicos mejor estudiados en paisajes transformados por actividades como la urbanización y la agricultura, sin embargo, la mayoría de los trabajos se concentran en zonas templadas (i.e., Estados Unidos, Europa y Australia) (Magle et al., 2012; Marzluff, 2017; Stanton et al., 2018). Pese a ello, en los últimos años los estudios sobre la influencia de la urbanización en las comunidades de aves han crecido rápidamente en regiones altamente biodiversas como lo son las áreas urbanas de Latinoamérica (Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors, 2017; Marzluff, 2017; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2011).

A partir de trabajos previos se ha evidenciado que la riqueza de aves nativas tiene una relación negativa con la intensidad del desarrollo urbano y una asociación positiva con la disponibilidad de espacios naturales (e.g., Leveau et al., 2017; MacGregor-Fors & Schondube, 2011; Silva et al., 2015). Otro patrón recurrente, es el aumento de la densidad de las poblaciones de aves exóticas con la urbanización (Leveau & Zuria, 2017; Silva et al., 2016).

En relación con los impactos de la agricultura sobre las aves, Stanton et al. (2018) encontraron que las poblaciones del 74% de las especies asociadas a hábitats agrícolas disminuyeron desde 1966 hasta 2013 en Estados Unidos y Canadá. Además, estos autores identificaron que las aves se pueden ver afectadas en aspectos como su abundancia, supervivencia y reproducción, principalmente debido a factores como la pérdida de hábitat natural, perturbación por maquinaria agrícola y la exposición a pesticidas.

Como una respuesta a este rápido avance de la degradación de los ecosistemas naturales se han creado Áreas Naturales Protegidas (ANP) (Watson et al., 2014). Las ANP constituyen una estrategia de conservación que, en muchos casos, ha sido efectiva para evitar la pérdida de biodiversidad local (Geldmann et al., 2013; Gray et al., 2016). En México, las ANP representan el

instrumento de política pública más consolidado para conservar los recursos naturales (Torres-Orozco et al., 2015). Por ejemplo, se ha identificado que pueden ser eficaces para prevenir el cambio de uso y cobertura del suelo, además de albergar poblaciones de especies con un impacto negativo menor en comparación de áreas no protegidas (Figuroa & Sánchez-Cordero, 2008; Gallina et al., 2007). A pesar de esto, en las últimas décadas se ha evidenciado que las acciones de conservación no siempre son eficientes ni suficientes y que las ANP enfrentan numerosas amenazas tanto internas como externas, incluyendo sobreexplotación de recursos naturales y cambio de uso y cobertura del suelo (Arriola-Padilla et al., 2014; Martínez-Morales et al., 2013; Sahagún-Sánchez & Reyes-Hernández, 2018).

La Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán (RBBM) es un ANP de 96,043 ha con una gran diversidad de ecosistemas y de especies, la cual se ubica en el estado de Hidalgo (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003). En esta ANP se han registrado, entre otros grupos biológicos, 465 especies de plantas vasculares, 271 especies de aves, 55 especies de reptiles y 14 especies de anfibios (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003; Ortiz-Pulido et al., 2010; Valdez-Rentería et al., 2018). En la RBBM se desarrollan actividades agrícolas y procesos de urbanización, principalmente en la zona de la Vega de Metztitlán, que han provocado cambios en el uso y la cobertura del suelo (Valdez-Lazalde et al., 2011; Vázquez-Cuevas & Roldán-Aragón, 2010), de los cuales no se conoce a profundidad sus impactos sobre los diferentes grupos biológicos.

Teniendo en cuenta lo anterior, en este estudio se caracterizó a las comunidades de aves en el paisaje antropizado de la Vega de Metztitlán y se evaluó su relación con las características del hábitat a diferentes escalas espaciales dentro de la RBBM. Específicamente, se plantearon las siguientes preguntas de investigación: (1) ¿Cuál es la estructura (abundancia, riqueza y diversidad) y composición de especies de las comunidades de aves nativas, migratorias y exóticas en la Vega de Metztitlán?; (2) ¿Existe alguna relación entre la estructura y composición de especies de las comunidades de aves nativas, migratorias y exóticas con las características del hábitat a nivel local y del paisaje en la Vega de Metztitlán?; y (3) ¿Qué medidas de manejo se pueden llevar a cabo para incrementar la probabilidad de conservación de las aves en la Vega de Metztitlán, RBBM?

2. ANTECEDENTES

2.1. La huella humana sobre el planeta

Las actividades humanas han transformado en gran medida a los ecosistemas naturales del planeta (Ellis et al., 2013; Williams et al., 2020). Se estima que el 58.4% de la superficie terrestre global ha sido modificada moderada o intensamente por los humanos, donde los bosques templados de hoja ancha y mixtos sobresalen como el bioma con mayor proporción de área intervenida con un 91% (Williams et al., 2020).

Dentro de las actividades que más han contribuido a esta transformación de los ecosistemas a nivel global se encuentra la agricultura y, en menor medida, la urbanización (Dudley & Alexander, 2017; Ellis et al., 2010; Trusilova & Churkina, 2008). En relación con la agricultura, se ha determinado que el total de suelo arable más cultivos permanentes a nivel global ha tenido un aumento de aproximadamente 21.5% desde 1961 hasta 2021 (U.S. Department of Agriculture, 2023). Así mismo, se calcula que en el año 2010 los cultivos cubrían un 11.51% de la superficie terrestre (Gong et al., 2013). Al igual que la agricultura, en las últimas décadas la urbanización ha crecido rápidamente en el mundo. Se estima que la población urbana aumentó 1973 millones de habitantes y la superficie urbana global creció un 80% entre el año 1985 y 2015 (Liu et al., 2020; United Nations, 2019).

En México, durante el periodo de 2001 a 2014 se ha calculado que el área cultivada aumentó 291,000 ha (Bonilla-Moheno & Aide, 2020). Igualmente, en México la urbanización ha aumentado aceleradamente debido al incremento de la población urbana, que pasó de ser 42.7% a 80.7% de la población entre 1950 a 2020 (United Nations, 2019).

2.2. Biodiversidad en paisajes antropizados

La transformación antropogénica de los ecosistemas naturales ha alterado la biodiversidad a nivel global (Boivin et al., 2016). En general, se ha determinado que el desarrollo intensivo de actividades como la agricultura y la urbanización ha afectado a la biodiversidad en aspectos como su funciones ecológicas y composición de especies (Dudley & Alexander, 2017; McKinney, 2008; Seto et al., 2012; Stanton et al., 2018). Por ejemplo, algunos estudios en varias regiones del mundo han encontrado que interacciones ecológicas, como la polinización, se pueden ver afectadas negativamente por el establecimiento de monocultivos de uso intensivo y el aumento de la densidad urbana (Nicholls & Altieri, 2013; Varah et al., 2020; Wenzel et al., 2020).

Se ha identificado igualmente que la transformación de los ecosistemas impacta la composición y estructura de las comunidades de diferentes grupos biológicos, generando procesos como la homogenización biótica (McKinney, 2006; Ponisio et al., 2016). Esta

homogenización de la biodiversidad ocurre cuando un grupo reducido de especies tiende a aumentar sus poblaciones, principalmente debido a que estas especies presentan hábitos generalistas, mientras que otras especies tienden a desaparecer, generalmente especies con hábitos especialistas y requerimientos de hábitat (McKinney & Lockwood, 1999).

En este sentido, numerosos estudios a nivel global han identificado que el aumento de la urbanización y de cultivos intensivos tienen una relación negativa con la riqueza de aves especialistas, pero una relación positiva con la abundancia de especies generalistas, en su mayoría especies exóticas (Chiron et al., 2014; Lepczyk et al., 2017; Rüdissler et al., 2015; Stanton et al., 2018). Este patrón también ha sido identificado en México en estudios realizados en paisajes agrícolas y urbanos (e.g., Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Tejeda-Cruz & Sutherland, 2004).

2.3. Áreas Naturales Protegidas como estrategia de conservación

El establecimiento de Áreas Naturales Protegidas (ANP) ha surgido por múltiples razones, entre ellas para satisfacer necesidades humanas y como respuesta al rápido avance de la degradación de los ecosistemas naturales (Watson et al., 2014). En general, siguiendo la definición de Área Protegida de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), su objetivo es asegurar la conservación a largo plazo de la naturaleza con los servicios ecosistémicos y los valores culturales asociados (Dudley, 2008).

Para el año 2020, se estimaba que al menos el 17% de la superficie terrestre del planeta estaba bajo alguna categoría de conservación dentro de sistemas de áreas protegidas (UNEP-WCMC & IUCN, 2021). Las ANP constituyen una estrategia de conservación que, en muchos casos, ha sido efectiva en evitar la pérdida de biodiversidad a nivel local. Por ejemplo, existe evidencia de que las áreas protegidas pueden tener una mayor diversidad local de especies en comparación con zonas no protegidas y han sido efectivas en mantener poblaciones de especies (Geldmann et al., 2013; Gray et al., 2016). Sin embargo, de acuerdo con una evaluación global realizada por Schulze et al. (2018), las ANP también se encuentran bajo amenaza por múltiples factores, como sobreexplotación de recursos naturales, incendios provocados, agricultura o la perturbación por actividades recreativas.

Para el caso de México, en la actualidad existen 182 ANP que son administradas por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y que representan el 10.88% y 22.05% de la superficie terrestre y marina del país, respectivamente (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2024).

Las ANP federales de México se dividen en seis categorías de manejo: (1) reservas de la biósfera, (2) áreas de protección de flora y fauna, (3) santuarios, (4) parques nacionales, (5) áreas de protección de recursos naturales y (6) monumentos naturales (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2021). En particular, en las reservas de la biósfera la estrategia de conservación se basa en regular el tipo de uso del territorio, por lo que se pueden desarrollar actividades económicas como sucede en la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2018).

2.4. Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán

La Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán (RBBM) es una Área Natural Protegida que fue declarada el 27 de noviembre del 2000. La RBBM se ubica en el estado de Hidalgo, posee un área de 96043 ha, una topografía accidentada con un rango altitudinal de 1000 a 2600 msnm y el clima varía de seco semicálido en la parte Norte y Norte-centro a semiseco templado en la parte Centro-Sur y Sur (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003).

La RBBM es un ANP de gran importancia ecológica ya que se considera un corredor biológico entre la zona Neártica del norte de México y la zona Neotropical del Altiplano Central del país (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003). Asimismo, la RBBM posee una alta diversidad de especies y ecosistemas. Dentro de la reserva se han identificado seis tipos de ecosistemas naturales: la mayor cobertura corresponde al matorral submontano con un 47.09% del área total de la reserva, seguido por el matorral xerófilo (21.33%), bosque templado (7.44%), pastizales (1.42%), bosque tropical caducifolio (1.27%) y vegetación ribereña (1.23%; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003). Respecto al matorral xerófilo, en la RBBM existen tres tipos de matorral crassicaule, que corresponden a comunidades de plantas arbustivas con dominancia fisionómica de alguna especie de cactácea grande, como por ejemplo *Cephalocereus senilis*, *Stenocereus dumortieri* o *Cylindropuntia imbricata* (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003).

En relación con la diversidad de especies, se han registrado, entre otros grupos, 465 especies de plantas vasculares, 271 especies de aves, 55 especies de reptiles y 14 especies de anfibios (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003; Ortiz-Pulido et al., 2010; Valdez-Rentería et al., 2018). Además de su importancia ecológica, la RBBM tiene un alta importancia socioeconómica para la región debido a que hay poblaciones humanas, que para el año 2000 sumaban un total de 32,215 habitantes, y existen zonas de aprovechamiento donde se pueden desarrollar actividades económicas (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas,

2003). Dentro de estas zonas se encuentra la Vega de Metztlán, que corresponde a un valle aluvial del Río Metztlán e incluye la Laguna de Metztlán.

La Vega de Metztlán se caracteriza por ser un importante sitio de producción agrícola, donde sobresalen los cultivos de maíz, frijol ejotero, frijol, jitomate, calabacita, chile y nogal (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003; López-Herrera et al., 2015). De esta manera, el paisaje de la Vega de Metztlán es altamente heterogéneo, compuesto por un mosaico de cultivos, áreas de vegetación nativa e introducida, asentamientos humanos y cuerpos de agua naturales y artificiales usados para el riego (Figura 1).



Figura 1. Paisaje de la Vega de Meztlán a la altura de la localidad de San Pedro Amajatlán, Municipio de Metztlán, Hidalgo. Foto: José Fabio Rico Silva.

2.5. Aves de la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán

En la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán se han llevado a cabo varios estudios sobre avifauna desde 1865 (Ortiz-Pulido et al., 2010). En general, estos trabajos han encontrado una alta diversidad de aves en la RBBM, registrándose un total de 271 especies, que representan aproximadamente la cuarta parte de la avifauna de México (Ortiz-Pulido et al., 2010). Dentro de las especies registradas en la RBBM, 88 especies corresponden a aves migratorias y 17 especies se encuentran en alguna categoría de riesgo (Ortiz-Pulido et al., 2010), por lo que la reserva representa un importante sitio para la conservación de este grupo biológico en el país y el continente.

Con base en la revisión de Ortiz-Pulido et al. (2010), se destaca que la mayor riqueza de aves se encuentra en la zona de la Vega de Metztlán con 119 especies, la cual se caracteriza por ser un área altamente transformada para fines agrícolas (Comisión Nacional de Áreas

Naturales Protegidas, 2003). No obstante, aún no se han estudiado a profundidad los factores que determinan la distribución de las especies en esta zona perturbada. Por lo tanto, la Vega de Metztlán es un área de interés para el estudio de la avifauna de la RBBM.

3. JUSTIFICACIÓN

Debido a la rápida transformación de los ecosistemas naturales por el desarrollo de las actividades humanas se requieren acciones para la conservación de la biodiversidad (Dudley & Alexander, 2017; Seto et al., 2012). Estas acciones son especialmente necesarias en países con una alta diversidad biológica, como por ejemplo México, que posee 1119 especies de aves (Berlanga et al., 2020), de las cuales aproximadamente el 58% han sido clasificadas en una categoría de riesgo (Ortiz-Pulido, 2018). Sin embargo, en estos países se dificulta plantear medidas de conservación como consecuencia de la limitada información que existe sobre la respuesta de las comunidades biológicas a los disturbios antropogénicos (Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors, 2017; Vargas et al., 2015). Por esta razón, investigaciones que buscan encontrar los efectos de la antropización son particularmente importantes en regiones como la RBBM, que posee cerca del 24% de las especies de aves de México y se encuentra bajo una alta presión por procesos de urbanización y agricultura (Ortiz-Pulido et al., 2010; Valdez-Lazalde et al., 2011).

Las aves son indicadoras de la calidad de los ecosistemas (Alberti, 2008). Por lo tanto, realizar acciones de conservación como el establecimiento o preservación de hábitats para las aves aumentaría la disponibilidad de sitios claves para otros grupos biológicos (Marzluff & Rodewald, 2008). De esta manera, además de proteger a la biodiversidad, también se estaría repercutiendo sobre el desarrollo de las actividades humanas, dado que a partir de hábitats como las áreas de vegetación natural se pueden obtener servicios ecosistémicos como la captación de carbono, la reducción del ruido, la regulación del microclima, la retención de agua, la formación de suelo, la recreación, entre otros (McDonald & Marcotullio, 2011; Reed et al., 2017). Adicionalmente, las aves y otros grupos como los insectos o murciélagos podrían ofrecer servicios claves como el control de plagas o la polinización de plantas usadas en la agricultura (Chain-Guadarrama et al., 2019; Lindell et al., 2018), una actividad de importancia económica en la Vega de Metztlán.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Evaluar la influencia de las características del hábitat a escala local y del paisaje sobre la estructura (abundancia, riqueza y diversidad) y composición de especies de las comunidades de aves nativas, migratorias y exóticas de la Vega de Metztlán, en la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán.

4.2. Objetivos Específicos

- (1) Determinar la estructura (abundancia, riqueza y diversidad) y composición de especies de las comunidades de aves nativas, migratorias y exóticas en tres tipos de uso del suelo en la Vega de Metztlán.
- (2) Cuantificar las variables ambientales a escala local y del paisaje en los sitios de muestreo de aves en la Vega de Metztlán.
- (3) Asociar si los factores ambientales locales y del paisaje influyen en la estructura (abundancia, riqueza y diversidad) y composición de especies de las comunidades de aves nativas, migratorias y exóticas en la Vega de Metztlán mediante GLM.

5. HIPÓTESIS

Se espera que la diversidad de aves nativas sea menor en áreas urbanas y tenga una relación positiva con la abundancia y cobertura de la vegetación. Esto se apoya en la idea de que en las áreas urbanas hay una menor disponibilidad de recursos para especies nativas con hábitos especialistas. Además, el aumento de la cobertura de vegetación del paisaje circundante podría estar asociado a una mayor cantidad de hábitats y recursos como refugio y alimentación (p. ej. artrópodos) para las aves (Moreno et al., 2007; Zuria & Gates, 2012).

Por otra parte, se espera que la diversidad de aves migratorias (excluyendo a las aves acuáticas) sea mayor en las áreas poco intervenidas y que haya una relación positiva con la abundancia de la vegetación local y el aumento de la cobertura de vegetación nativa y seminatural del paisaje. Este resultado se explicaría porque las aves migratorias pueden tener hábitos y requerimientos de hábitat más especialistas en comparación con otros grupos (MacGregor-Fors et al., 2010).

Por último, se predice que la abundancia de aves exóticas será mayor en áreas urbanas y que estas aves tendrán preferencias por hábitats abiertos. Lo cual se sustenta en que se ha determinado que las aves exóticas generalmente son beneficiadas por el aumento de la presencia

de humanos y la simplificación taxonómica de la vegetación (Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2009).

6. MÉTODOS

6.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la región de la Vega de Metztitlán, ubicada en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. Esta región se caracteriza por estar a una altitud media de 1270 msnm, poseer un clima seco semicálido y ser un importante sitio de producción agrícola (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003; Guzmán-Plazola et al., 2008). Dentro de esta región se establecieron 26 sitios de muestreo (Figura 2).

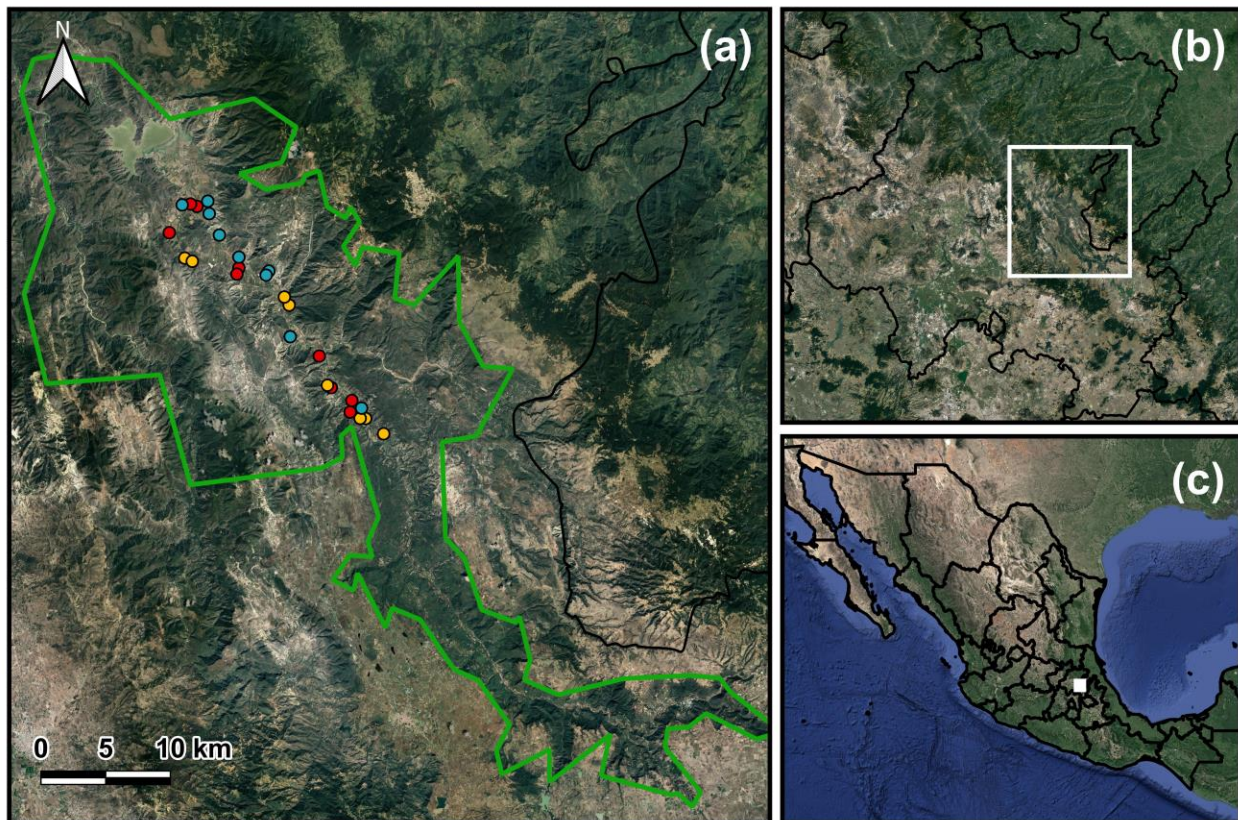


Figura 2. Distribución de los 26 sitios de muestreo de aves en la Vega de Metztitlán dentro de la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán (a), la RBBM en Hidalgo (b), y en México (c). Los colores de los círculos en (a) indican los tres tipos de uso del suelo: Poco intervenido (círculos amarillos), agrícola (círculos rojos) y urbano (círculos azules).

6.2. Caracterización de la avifauna

Las aves se registraron a través del método de puntos de conteo con un radio de 50 m (Ralph et al., 1996). Los puntos de conteo estuvieron alejados entre sí a una distancia mínima de 250 m para que hubiera una mayor independencia entre los mismos (Ralph et al., 1996). En cada visita a los puntos de conteo, se incluyeron todas las aves observadas o escuchadas durante 10 minutos desde las 7:00 a las 13:00 h, exceptuando los individuos que estuvieran sobrevolando el sitio.

En un día de trabajo de campo se visitaron varios puntos y cada día se inició con un punto diferente seleccionado al azar. Se tomaron fotografías de los individuos que no fueron identificados en campo y se grabaron vocalizaciones. El sesgo por las diferencias de detectabilidad de las especies se considera que es mínimo ya que se incluyeron a las aves escuchadas y el límite de observación es relativamente corto (50 m), aumentando la probabilidad de registro de todos los individuos.

Cada punto fue visitado seis veces en total, una vez por mes desde octubre de 2021 hasta marzo de 2022, sin tener en cuenta los días lluviosos. Se eligió este periodo del año debido a que incluye la temporada de migración de especies de aves desde el norte del continente (Dunn et al., 2017). La identificación de las especies se realizó con la ayuda de guías de aves y la nomenclatura taxonómica se basó en lo propuesto por Chesser et al. (2022).

La abundancia de cada especie por sitio de muestreo se estimó como el número máximo de individuos presentes en cualquiera de las seis visitas. Se consideraron como especies de aves exóticas aquellas cuyo rango de distribución original se encuentra fuera de México (sensu Berlanga et al., 2020). La clasificación de las aves como especies migratorias de invierno se basó en Ortiz-Pulido et al. (2010). Los sitios de muestreo se seleccionaron de acuerdo con criterios como la representación de cada tipo de uso del suelo, la seguridad y accesibilidad de los investigadores.

6.3. Variables ambientales

Como variables ambientales se incluyeron variables de tipo categórica (tipo de uso del suelo) y numérica (variables medidas a escala local y del paisaje). El tipo de uso del suelo fue categorizado en tres subconjuntos (Figura 3):

- (1) Uso del suelo urbano: las áreas urbanas se definieron como asentamientos humanos con una población mayor a 200 habitantes. Se establecieron nueve puntos ubicados en ocho localidades del Municipio de Metztlán: Metztlán (con una población de 3125 habitantes),

Tlatepexe (513 habitantes), El Carrizal (410 habitantes), Jilotla (414 habitantes), El Pedregal de Zaragoza (327 habitantes), Coyometeco (249 habitantes), San Pedro de Amajatlán (424 habitantes) y San Cristóbal (985 habitantes) (Secretaría de Desarrollo Social, 2013). En el centro de cada localidad se ubicó un punto de muestreo, a excepción de Metztlán donde se localizaron dos puntos.

- (2) Uso del suelo agrícola: se definió como área agrícola a los sitios de muestreo que tuvieran al menos 60% de cobertura de cultivos temporales y permanentes en un radio de 100 m a su alrededor. Se establecieron nueve puntos ubicados en diferentes tipos de cultivos. Se incluyeron cultivos bajo modalidad temporal y de riego de especies como maíz (*Zea mays*), frijol (*Phaseolus vulgaris*) y calabacita (*Cucurbita pepo*). Además, se incluyeron plantaciones de árboles de nogal (*Carya illinoensis*), ubicados en forma de cultivos permanentes y como cercas vivas alrededor de los cultivos temporales.
- (3) Uso del suelo poco intervenido: un sitio de muestreo se consideró dentro de esta categoría cuando tenía al menos 60% de cobertura de vegetación nativa en un radio de 100 m a su alrededor. Se localizaron ocho puntos de muestreo en áreas con predominio de vegetación nativa, principalmente matorral xerófilo. Los sitios estuvieron ubicados en los tres tipos de matorral xerófilo que se pueden encontrar en la RBBM: matorral crasicaule de *Cephalocereus senilis*, matorral crasicaule de *Stenocereus dumortieri* y matorral crasicaule de *Cylindropuntia imbricata*. En general, mezclado con estas especies de cactáceas grandes se encontraban comunidades de plantas arbustivas, sufrutescentes y herbáceas, todas ellas xerófilas y a menudo espinosas (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2003).

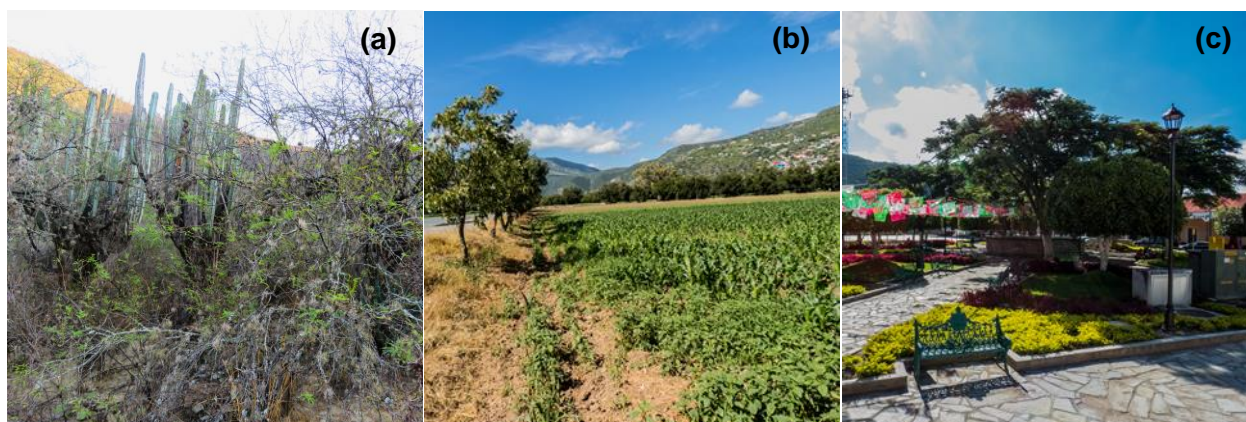


Figura 3. Características de los tres tipos de uso del suelo en la zona de la Vega de Metztlán, RBBM: (a) Poco intervenido, (b) Agrícola y (c) Urbano. Fotos: José Fabio Rico Silva.

Se utilizó un enfoque multi-escala debido a que las comunidades de aves pueden estar influenciadas por atributos ambientales medidos a escala local o por características del paisaje circundante (Luther et al., 2008; Zuria & Gates, 2012). A escala local, a partir del centro del punto de conteo de aves se establecieron cuatro transectos lineales de 30 m dirigidos hacia los cuatro puntos cardinales (es decir, dos transectos de 60 m). Todas las plantas leñosas que interceptaban sus partes aéreas con los transectos fueron registradas. Solamente se incluyeron a las plantas con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 1 cm y se estimó la altura de cada individuo con una vara graduada de 3 m de longitud. De esta manera, en cada sitio de muestreo se determinaron variables del hábitat local como la abundancia (número total de individuos), riqueza (número de morfoespecies) y altura promedio de la vegetación (Tabla 1). Todos los tallos con DAP > 1 cm que se ramificaban desde el nivel del suelo fueron considerados como individuos de plantas independientes.

A escala de paisaje, se seleccionaron como variables ambientales a los tipos de cobertura del suelo (Figura 4). Dentro de un área buffer de 250 m de radio alrededor de cada sitio de muestreo de aves, se cuantificó el porcentaje de diferentes tipos de coberturas del suelo: edificaciones, concreto, pastizal, vegetación seminatural, vegetación nativa, vías, agua, suelo desnudo y cultivos (Tabla 1). Se decidió analizar separadamente a la cobertura de nogales debido a que abarcaban una importante área dentro de la Vega de Metztlán, además de que las plantaciones de especies arbóreas influyen de manera diferente sobre las aves en comparación con cultivos temporales (Berg, 2002).

La distancia buffer de 250 m fue elegida porque se ha evidenciado que las aves pueden responder a las características del paisaje a esta escala espacial en ambientes antropizados como paisaje urbanos y agrícolas (Amaya-Espinel et al., 2019; Bakx et al., 2020; Han et al., 2021; Rüdissler et al., 2015). Además, se usó este radio para evitar al máximo la superposición de las áreas buffer.

El porcentaje de las diferentes coberturas se estimó a través de la fotointerpretación de imágenes satelitales tomadas de Google Earth (2022), utilizando el programa QGIS versión 3.16.10 (QGIS.org, 2021). El área buffer de 250 m se creó alrededor del punto de conteo de aves empleando la herramienta de geoproceto "Buffer" de QGIS, mientras los polígonos de las coberturas del suelo fueron creados manualmente usando la herramienta "Dividir objetos espaciales". En general, se analizó un total de 510.51 ha de las imágenes satelitales. La presencia de las diferentes coberturas del suelo fue verificada en las visitas a campo. Se excluyó de los análisis a la cobertura de pastizal, concreto, vías y agua debido a que cada una no cubría más del 4% del área total analizada.

Tabla 1. Variables dependientes e independientes que se cuantificaron en la Vega de Metztlán, Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México.

Variable	Código	Descripción
<u>Dependientes</u>		
Abundancia total de aves	AT	No. máximo de individuos registrados en las seis visitas
Riqueza total de aves	RT	No. total de especies de aves
Diversidad total de aves	DT	Exponente del índice de Shannon de la comunidad total
Abundancia de aves nativas	AN	No. máximo de individuos de aves nativas
Riqueza de aves nativas	RN	No. de especies de aves nativas
Diversidad de aves nativas	DN	Exponente del índice de Shannon de la comunidad de aves nativas
Abundancia de aves migratorias	AM	No. máximo de individuos de aves migratorias
Riqueza de aves migratorias	RM	No. de especies de aves migratorias de invierno
Diversidad de aves migratorias	DM	Exponente del índice de Shannon de la comunidad de aves migratorias
Abundancia de especies exóticas	AE	No. máximo de individuos de aves exóticas
<u>Independientes</u>		
<i>Escala local</i>		
Riqueza de plantas	RPL	No. de especies de plantas (DAP >1 cm)
Abundancia de plantas	APL	No. de individuos de plantas (DAP >1 cm)
Altura de plantas	ATL	Promedio de la altura total de las plantas (m)
 <i>Escala de paisaje</i>		
Edificaciones	ED_250	Porcentaje de casas, edificios o aceras
Concreto	CO_250	Porcentaje de suelo pavimentado
Pastizal	PA_250	Porcentaje de herbáceas
Vegetación seminatural	VS_250	Porcentaje de árboles y arbustos que no son parte de cultivos ni del matorral xerófilo (i.e., vegetación riparia, bordes de cultivos y cercas vivas)
Vegetación nativa	VN_250	Porcentaje de vegetación nativa, con predominio de matorral xerófilo
Vías	VI_250	Porcentaje de calles y carreteras pavimentadas
Agua	AG_250	Porcentaje de ríos, canales de riego o embalses
Suelo desnudo	SD_250	Porcentaje de área sin vegetación aparente
Cultivos	CU_250	Porcentaje de área con cultivos temporales
Nogales	NO_250	Porcentaje de área con nogales (<i>Carya illinoensis</i>)

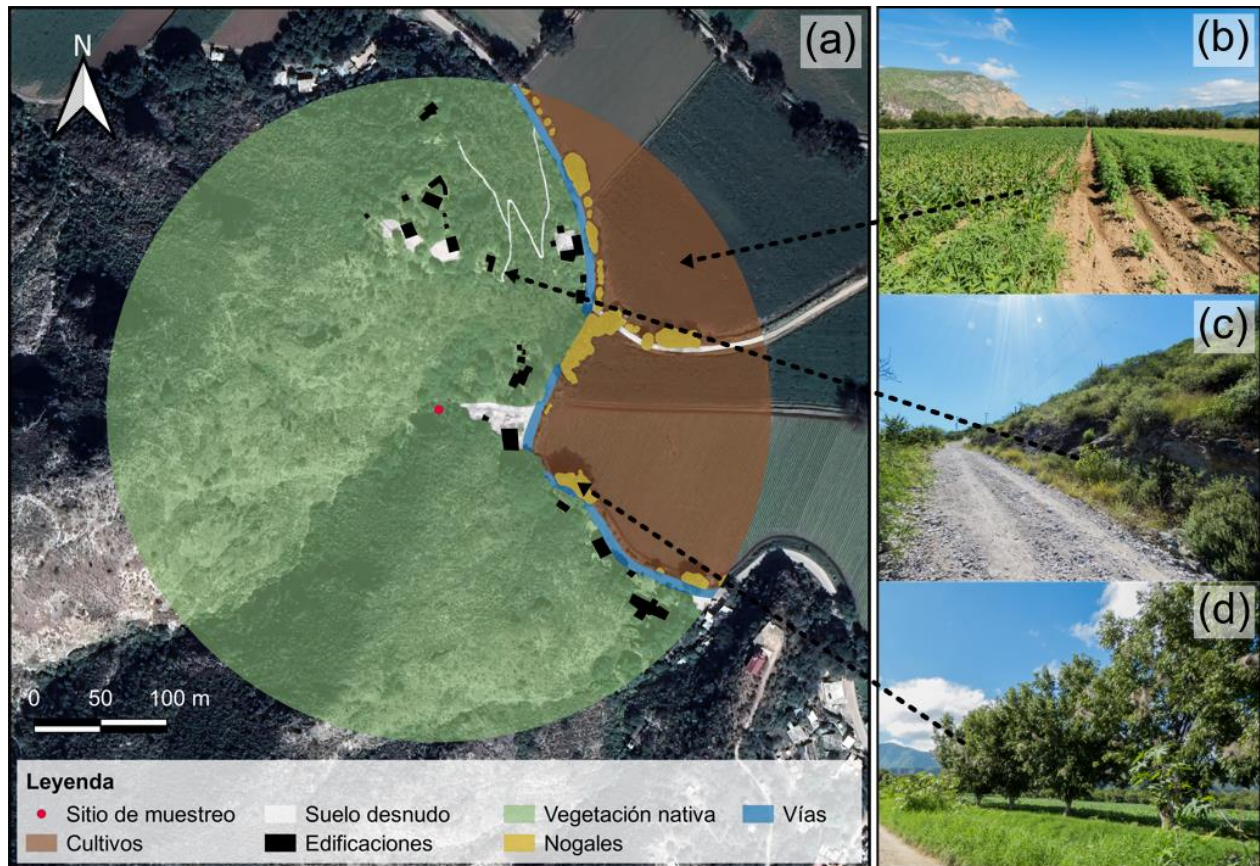


Figura 4. Tipos de cobertura del suelo cuantificadas alrededor de los sitios de muestreo de aves. Coberturas identificadas en QGIS (a); vista en campo de la cobertura de cultivos (b), vegetación nativa y suelo desnudo (c), y nogales (d). Fotos: José Fabio Rico Silva.

6.4. Análisis de datos

Para conocer la eficiencia del inventario de las especies en cada tipo de uso de suelo (Poco intervenido, Agrícola y Urbano) del área de estudio se calculó la cobertura de la muestra, definida como la proporción del número total de individuos de una comunidad que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao & Jost, 2012).

La influencia de las variables ambientales sobre las variables de las comunidades de aves se analizó en dos etapas. Primero, se comparó la abundancia, riqueza, diversidad y composición de especies de aves entre los tres tipos de uso del suelo (considerada como variable categórica). Los tipos de usos del suelo tienen diferente esfuerzo de muestreo. Por lo tanto, para comparar la riqueza y diversidad acumulada de aves entre las tres categorías se construyeron curvas de rarefacción/extrapolación basadas en individuos, empleando los números de Hill de orden uno ($q = 0$) y dos ($q = 1$). Se excluyó del análisis a la diversidad expresada como el inverso del índice de Simpson ($q = 2$) debido a que tuvo una alta correlación con el exponente del índice de Shannon

($q = 1$) (Spearman $r = 0.87$, $p < 0.001$). También se evaluó si había diferencias significativas en la abundancia de aves entre los tipos de uso del suelo a través de un Análisis de Varianza (o prueba de Kruskal-Wallis para datos no normales) y pruebas *post hoc* de Tukey (o Mann-Whitney para datos no normales) con un valor alfa = 0.05. No se analizó la riqueza y diversidad de aves exóticas debido al bajo número de especies registradas ($n = 5$).

Se comparó gráficamente la composición de especies entre los tipos de uso del suelo a través de un análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS) con el índice de Jaccard y dos dimensiones. Se utilizó un diagrama de Venn para mostrar el número de especies de aves exclusivas y compartidas entre los usos del suelo. Además, se identificaron diferencias significativas en la composición de especies a través de un Análisis de Varianza Multivariante Permutacional (PERMANOVA) con 999 permutaciones (Anderson & Braak, 2003).

En la segunda etapa del análisis, se desarrollaron Modelos Lineales Generalizados (GLM por sus siglas en inglés) para evaluar la relación de la abundancia, riqueza y diversidad de especies de aves con variables medidas a escala local y del paisaje (consideradas como variables numéricas). Para todas las variables de la comunidad de aves se asumió una distribución Gaussiana de los datos (función de enlace *Identity*), excepto para la abundancia de aves exóticas donde se asumió una distribución Binomial Negativa (función de enlace *log*) debido a la naturaleza discreta de la variable y a la identificación de sobredispersión en los datos (Hilbe, 2014). Después de ajustar los modelos con distribución Gaussiana, se verificó que sus residuos cumplieran los supuestos de normalidad y homocedasticidad, empleando la prueba de Kolmogórov-Smirnov y de Breusch-Pagan, respectivamente.

Se ha demostrado que la autocorrelación espacial de los datos influye en la inferencia en los análisis estadísticos (Dormann, 2007). Por esta razón, antes de ajustar los modelos, se crearon correlogramas *spline* para probar la autocorrelación espacial en los datos de las variables de respuesta (Bjørnstad & Falck, 2001). Los correlogramas *spline* indicaron que no había relación entre los datos de las variables de las comunidades de aves y la disposición espacial de los sitios de muestreo (Anexo 1).

Para evitar la colinealidad en los modelos, se realizó una matriz de correlación con las variables independientes (Anexo 2) y se calculó el Factor de Inflación de Varianza (VIF, *Variance Inflation Factor*). Si dos variables ambientales se correlacionaron fuertemente (Spearman $r \geq 0.7$), se eligió a la variable que tenía una mayor importancia ecológica y una influencia estadísticamente significativa sobre las variables de respuesta. En este sentido, se excluyó del análisis a las variables de riqueza de plantas, cobertura de cultivos y de suelo desnudo. Además,

se tuvo en cuenta que las variables independientes no obtuvieran un VIF mayor a 10 (Dormann et al., 2013).

Se hicieron combinaciones *a priori* de las variables independientes (Tabla 2) para elegir el mejor modelo de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike de segundo orden (AIC_C) y el peso de Akaike (Burnham & Anderson, 2002). Se incluyó un modelo nulo para evaluar el ajuste de los demás modelos (Mac Nally et al., 2018). Se consideraron los modelos con un $\Delta AIC_C \leq 2$, ya que tienen un nivel equivalente de soporte empírico (Burnham & Anderson, 2002). Si más de un modelo obtuvo un valor de $\Delta AIC_C \leq 2$, se calculó el promedio "natural" de los modelos (Burnham & Anderson, 2002). Posteriormente, se determinó el intervalo de confianza del 95% (IC 95%) para cada estimado de los parámetros de los modelos.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el lenguaje R (R Development Core Team, 2017), usando los paquetes *SpadeR* (Chao et al., 2022), *MASS* (Venables & Ripley, 2002), *MuMIn* (Bartoń, 2017), *vegan* (Oksanen et al., 2020), *lmodel2* (Hothorn et al., 2022), *DHARMA* (Hartig, 2022), *ncf* (Bjørnstad, 2022) y *iNEXT* (Hsieh et al., 2016).

Tabla 2. Modelos candidatos utilizados para evaluar la influencia de las variables ambientales (a escala local y del paisaje) sobre las variables de las comunidades de aves (abundancia, riqueza y diversidad).

No.	Modelo	Descripción
1	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	Modelo completo
2	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	Características del paisaje
3	ATL + APL	Características del hábitat
4	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	Vegetación total
5	VN_250 + VS_250 + NO_250	Vegetación del paisaje
6	APL + ED_250	Vegetación local y urbanización
7	VN_250	Vegetación nativa del paisaje
8	ED_250 + VN_250	Urbanización y vegetación nativa del paisaje
9	ED_250	Urbanización
10	NO_250	Nogales a escala de paisaje
11	Nulo	Modelo solo con el intercepto

Abreviaciones: altura total de plantas (ATL); abundancia de plantas (APL); riqueza de plantas (RPL); cobertura de cultivos (CU_250), edificaciones (ED_250), vegetación nativa (VN_250), vegetación seminatural (VS_250), nogales (NO_250) y suelo desnudo (SD_250).

7. RESULTADOS

7.1. Caracterización ambiental

A escala local, la abundancia de plantas estuvo correlacionada con la riqueza de plantas (Spearman $r = 0.41$, $p = 0.037$). El promedio (\pm desviación estándar) de la abundancia de plantas por sitio de muestreo fue de 29.38 ± 22.44 individuos (Anexo 3). Por otro lado, la riqueza promedio de plantas fue de 7.50 ± 4.18 morfoespecies, mientras el promedio de la altura total de las plantas fue de 4.99 ± 1.96 m. A escala de paisaje, los cultivos temporales tuvieron la mayor cobertura en la Vega de Metztlán con un 33.92% (Anexo 4), seguida de la cobertura de vegetación nativa (31.43%), nogales (7.70%) y edificaciones (6.64%).

En general, los tipos de uso del suelo (Poco intervenido, Agrícola y Urbano) se diferenciaron entre sí respecto a las características del paisaje (Tabla 3). En particular, los sitios de muestreo ubicados en áreas poco intervenidas se caracterizaron por tener un mayor porcentaje de vegetación nativa a su alrededor (promedio de 66.03%). Los sitios en áreas agrícolas tuvieron un porcentaje de cobertura de cultivos significativamente mayor (promedio de 71.88%), mientras los sitios en áreas urbanas, como era de esperarse, presentaron una mayor cobertura de edificaciones (promedio de 18.11%).

Tabla 3. Valores promedio (\pm desviación estándar) de las coberturas en cada tipo de uso del suelo. Se muestran las coberturas que tuvieron un porcentaje mayor al 4% del área total analizada.

Variable	Poco intervenido	Agrícola	Urbano
Cultivos	18.86 ± 14.93^a	71.88 ± 14.03^b	9.35 ± 7.79^a
Edificaciones*	0.38 ± 0.49^a	0.74 ± 1.46^a	18.11 ± 11.86^b
Vegetación nativa*	66.03 ± 18.53^a	4.17 ± 9.91^b	27.92 ± 23.90^c
Vegetación seminatural*	2.27 ± 4.05^a	4.63 ± 4.72^a	10.98 ± 6.24^b
Suelo Desnudo	3.97 ± 4.42^a	1.49 ± 1.29^b	12.57 ± 8.79^a
Nogales	6.16 ± 5.08^a	14.45 ± 3.97^a	2.33 ± 2.28^b

Letras diferentes en superíndice indican diferencias significativas según pruebas *post hoc* de Tukey o Mann-Whitney (variables marcadas con un asterisco). Alfa = 0.05.

7.2. Caracterización de la avifauna

Se obtuvieron 1107 registros pertenecientes a 85 especies de aves para los 26 sitios de muestreo en la Vega de Metztlán (Tabla 4). En relación con la eficiencia del muestreo, se alcanzaron valores mayores de 90% de la cobertura de la muestra para toda el área de estudio, así como para los tipos de uso del suelo analizados. La cobertura de la muestra para todos los sitios de

muestreo fue de 98.83%, el uso del suelo poco intervenido tuvo un valor de 91.37%, las áreas agrícolas un 95.45% y las áreas urbanas tuvieron un 97.77%.

La especie más abundante fue *Haemorhous mexicanus* con el 8.76% de la abundancia total, seguida de *Passer domesticus* con 8.49%, *Quiscalus mexicanus* con 5.33% y *Spinus psaltria* con 4.61% (Figura 5). En contraste, 13 especies tuvieron un solo registro (Tabla 4). La especie más frecuente en los diferentes sitios de muestreo fue *Polioptila caerulea*, la cual estuvo presente en 23 sitios. El 30.59% (n = 26) de las especies de aves se consideraron migratorias de invierno y el 69.41% (n = 59) fueron residentes. En relación con su origen de distribución, el 94.12% (n = 80) de las especies fueron consideradas nativas de México (sensu Berlanga et al., 2020), mientras que solo cinco especies fueron exóticas, las cuales representaban el 18.25% de la abundancia de toda la comunidad de aves.

Para la comunidad total de aves, en promedio, la abundancia por sitio de muestreo fue de 42.58 ± 16.58 individuos, la riqueza tuvo un valor de 19 ± 4.16 especies y la diversidad fue de 18.15 ± 6.78 especies efectivas (Anexo 5). En relación con la comunidad de aves nativas, se obtuvo una abundancia promedio de 34.81 ± 10.04 individuos, una riqueza de 17.96 ± 4.59 especies y una diversidad de 18.47 ± 7.30 especies efectivas. Respecto a la comunidad de aves migratorias, la abundancia promedio fue de 9.35 ± 4.67 individuos, la riqueza fue de 6.08 ± 2.51 especies y la diversidad tuvo un valor de 7.20 ± 2.96 especies efectivas. Finalmente, la abundancia promedio de aves exóticas fue de 7.77 ± 11.46 individuos.

Tabla 4. Listado de especies, abundancia total, estacionalidad, origen y uso del suelo donde estuvieron presentes las aves registradas en la Vega de Metztlán, RBBM, Hidalgo, México. La taxonomía de las especies sigue lo propuesto por Chesser et al. (2022). Uso del suelo: Poco intervenido (Pi), Agrícola (Ag) y Urbano (Ur).

Familia	Especie	Abundancia	Estacionalidad	Origen	Uso del suelo
Columbidae					
	<i>Columba livia</i>	33	Residente	Exótica	Ur
	<i>Streptopelia decaocto</i>	31	Residente	Exótica	Ag, Ur
	<i>Zenaidura macroura</i>	42	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
	<i>Columbina inca</i>	29	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
Trochilidae					
	<i>Cyananthus latirostris</i>	20	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
	<i>Ramosomyia violiceps</i>	3	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
	<i>Saucerottia cyanocephala</i>	1	Residente	Nativa	Ag
Ardeidae					
	<i>Ardea alba</i>	1	Residente	Nativa	Ag
	<i>Bubulcus ibis</i>	35	Residente	Exótica	Ag
Cathartidae					
	<i>Cathartes aura</i>	4	Residente	Nativa	Pi
	<i>Coragyps atratus</i>	5	Residente	Nativa	Ag, Ur
Accipitridae					
	<i>Accipiter cooperii</i>	1	Residente	Nativa	Pi
	<i>Buteo jamaicensis</i>	2	Residente	Nativa	Pi, Ur
Picidae					
	<i>Dryobates scalaris</i>	6	Residente	Nativa	Pi, Ag
	<i>Melanerpes aurifrons</i>	6	Residente	Nativa	Ag, Ur
	<i>Melanerpes formicivorus</i>	16	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
	<i>Sphyrapicus varius</i>	1	Migratoria	Nativa	Ag
Falconidae					
	<i>Falco sparverius</i>	1	Migratoria	Nativa	Ag
Tityridae					
	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	7	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
Tyrannidae					
	<i>Camptostoma imberbe</i>	3	Residente	Nativa	Pi, Ag
	<i>Contopus pertinax</i>	8	Residente	Nativa	Pi, Ag
	<i>Empidonax minimus</i>	4	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
	<i>Megarynchus pitangua</i>	10	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
	<i>Myiarchus cinerascens</i>	4	Residente	Nativa	Pi
	<i>Myiozetetes similis</i>	32	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	2	Residente	Nativa	Ag, Ur
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	27	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
	<i>Sayornis nigricans</i>	12	Residente	Nativa	Ag, Ur
	<i>Sayornis phoebe</i>	5	Migratoria	Nativa	Ag
	<i>Tyrannus vociferans</i>	13	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
Vireonidae					
	<i>Vireo griseus</i>	3	Residente	Nativa	Pi, Ur
	<i>Vireo solitarius</i>	5	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
Remizidae					
	<i>Auriparus flaviceps</i>	7	Residente	Nativa	Pi
Paridae					
	<i>Baeolophus atricristatus</i>	14	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
Hirundinidae					

<i>Hirundo rustica</i>	4	Residente	Nativa	Ur
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	6	Residente	Nativa	Pi, Ur
Regulidae				
<i>Corthylio calendula</i>	2	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
Ptiliognatidae				
<i>Ptiliognys cinereus</i>	1	Residente	Nativa	Ag
Poliophtilidae				
<i>Poliophtila caerulea</i>	42	Migratoria	Nativa	Pi, Ag, Ur
Troglodytidae				
<i>Campylorhynchus gularis</i>	7	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
<i>Catherpes mexicanus</i>	7	Residente	Nativa	Pi, Ur
<i>Thryomanes bewickii</i>	10	Residente	Nativa	Pi, Ur
<i>Troglodytes aedon</i>	10	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
Mimidae				
<i>Melanotis caerulescens</i>	9	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
<i>Toxostoma curvirostre</i>	3	Residente	Nativa	Ur
Sturnidae				
<i>Sturnus vulgaris</i>	9	Residente	Exótica	Ag, Ur
Turdidae				
<i>Catharus guttatus</i>	1	Migratoria	Nativa	Pi
<i>Turdus grayi</i>	16	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
Passeridae				
<i>Passer domesticus</i>	94	Residente	Exótica	Pi, Ur
Fringillidae				
<i>Chlorophonia elegantissima</i>	3	Residente	Nativa	Ag, Ur
<i>Euphonia affinis</i>	1	Residente	Nativa	Pi
<i>Haemorhous mexicanus</i>	97	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
<i>Spinus psaltria</i>	51	Residente	Nativa	Pi, Ag, Ur
Passerellidae				
<i>Melospiza lincolni</i>	13	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
<i>Melospiza fusca</i>	7	Residente	Nativa	Pi, Ag
Icteridae				
<i>Icterus abeillei</i>	9	Residente	Nativa	Ag, Ur
<i>Icterus cucullatus</i>	2	Migratoria	Nativa	Ur
<i>Icterus galbula</i>	1	Migratoria	Nativa	Ur
<i>Icterus parisorum</i>	1	Residente	Nativa	Pi
<i>Icterus wagleri</i>	24	Residente	Nativa	Pi, Ur
<i>Molothrus aeneus</i>	20	Residente	Nativa	Ur
<i>Quiscalus mexicanus</i>	59	Residente	Nativa	Ur
Parulidae				
<i>Basileuterus rufifrons</i>	1	Residente	Nativa	Pi
<i>Cardellina pusilla</i>	24	Migratoria	Nativa	Pi, Ag, Ur
<i>Leiothlypis celata</i>	16	Migratoria	Nativa	Pi, Ag, Ur
<i>Leiothlypis ruficapilla</i>	31	Migratoria	Nativa	Pi, Ag, Ur
<i>Mniotilta varia</i>	9	Migratoria	Nativa	Pi, Ag, Ur
<i>Parkesia motacilla</i>	1	Migratoria	Nativa	Ag
<i>Setophaga americana</i>	1	Migratoria	Nativa	Ag
<i>Setophaga coronata</i>	28	Migratoria	Nativa	Ag, Ur
<i>Setophaga petechia</i>	3	Migratoria	Nativa	Pi, Ur
<i>Setophaga virens</i>	7	Migratoria	Nativa	Pi, Ag, Ur
Cardinalidae				
<i>Cardinalis cardinalis</i>	9	Residente	Nativa	Pi, Ur
<i>Passerina caerulea</i>	12	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
<i>Passerina ciris</i>	3	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
<i>Passerina versicolor</i>	5	Residente	Nativa	Pi, Ur
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	4	Migratoria	Nativa	Ag, Ur

<i>Pheucticus melanocephalus</i>	6	Residente	Nativa	Ag
<i>Piranga flava</i>	6	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
<i>Piranga ludoviciana</i>	9	Migratoria	Nativa	Pi, Ag
<i>Piranga rubra</i>	12	Migratoria	Nativa	Pi, Ag, Ur
Thraupidae				
<i>Sporophila moreletii</i>	6	Residente	Nativa	Ag
<i>Sporophila torqueola</i>	3	Residente	Nativa	Ag
<i>Thraupis abbas</i>	2	Residente	Nativa	Ur
<i>Thraupis episcopus</i>	7	Residente	Nativa	Ag, Ur

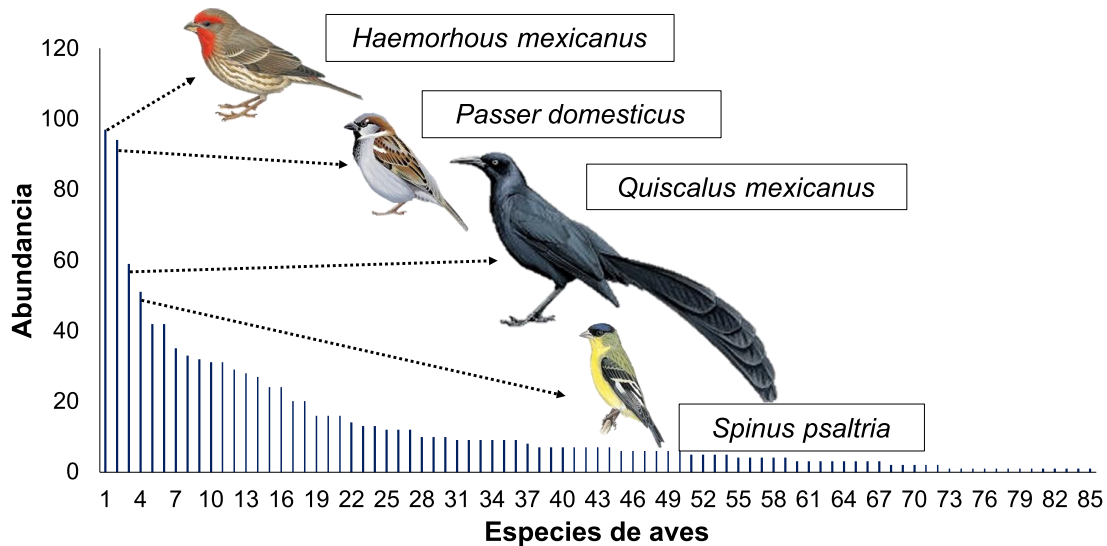


Figura 5. Distribución de las abundancias de la comunidad de aves registrada en la Vega de Metztlán, Hidalgo, México. Las ilustraciones de las especies de aves fueron tomadas de www.birdsoftheworld.org.

7.3. Influencia de variables ambientales sobre las comunidades de aves

El uso de suelo agrícola tuvo la mayor riqueza total de aves con 59 especies, seguido de los sitios poco intervenidos con 54 y el uso urbano con 53 especies. Al considerar las curvas de rarefacción/extrapolación para la comunidad total de aves, no se observaron diferencias significativas en la riqueza de especies acumulada entre los tipos de uso del suelo (Figura 6a). Por otro lado, se encontró que los sitios urbanos tuvieron una diversidad acumulada significativamente menor respecto a los otros usos del suelo (Figura 6b).

Para la comunidad de aves nativas, las curvas de rarefacción/extrapolación mostraron que no hubo diferencias significativas en la riqueza acumulada de especies (Figura 6c). En contraste, el uso del suelo urbano presentó la menor diversidad (Figura 6d). En relación con la comunidad

de aves migratorias, se observaron diferencias significativas en la riqueza y diversidad acumulada entre los sitios ubicados en áreas agrícolas y urbanas (Figura 6e y 6f).

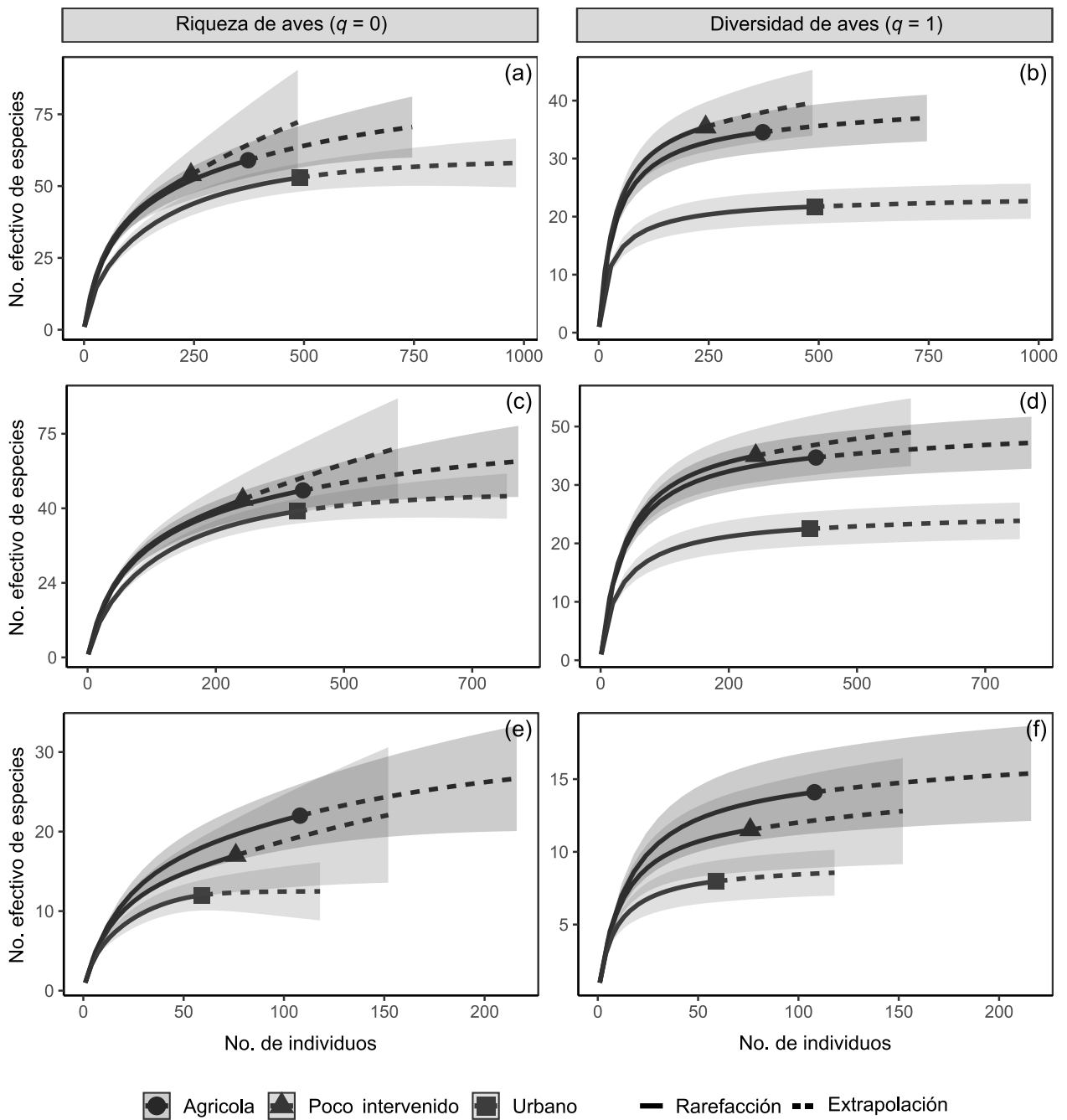


Figura 6. Curvas de rarefacción/extrapolación de la diversidad de aves para cada tipo de uso del suelo en la Vega de Metztlán. El área gris corresponde al intervalo de confianza del 95%. Comunidad total de aves (a y b), aves nativas (c y d) y aves migratorias (e y f).

Al analizar la abundancia de las comunidades de aves en la Vega de Metztlán se encontraron diferencias significativas entre los tipos de uso del suelo (Figura 7). Respecto a la comunidad total de aves, se encontró que las áreas urbanas tuvieron un mayor número de individuos respecto a las áreas poco intervenidas (Figura 7a). Para la comunidad de aves nativas no se observaron diferencias significativas entre los usos del suelo (Figura 7b). Por otra parte, la abundancia de las aves migratorias fue significativamente mayor en los sitios agrícolas en relación con los sitios urbanos (Figura 7c). Finalmente, para las aves exóticas los sitios urbanos tuvieron una mayor abundancia en comparación con los sitios agrícolas y poco intervenidos (Figura 7d).

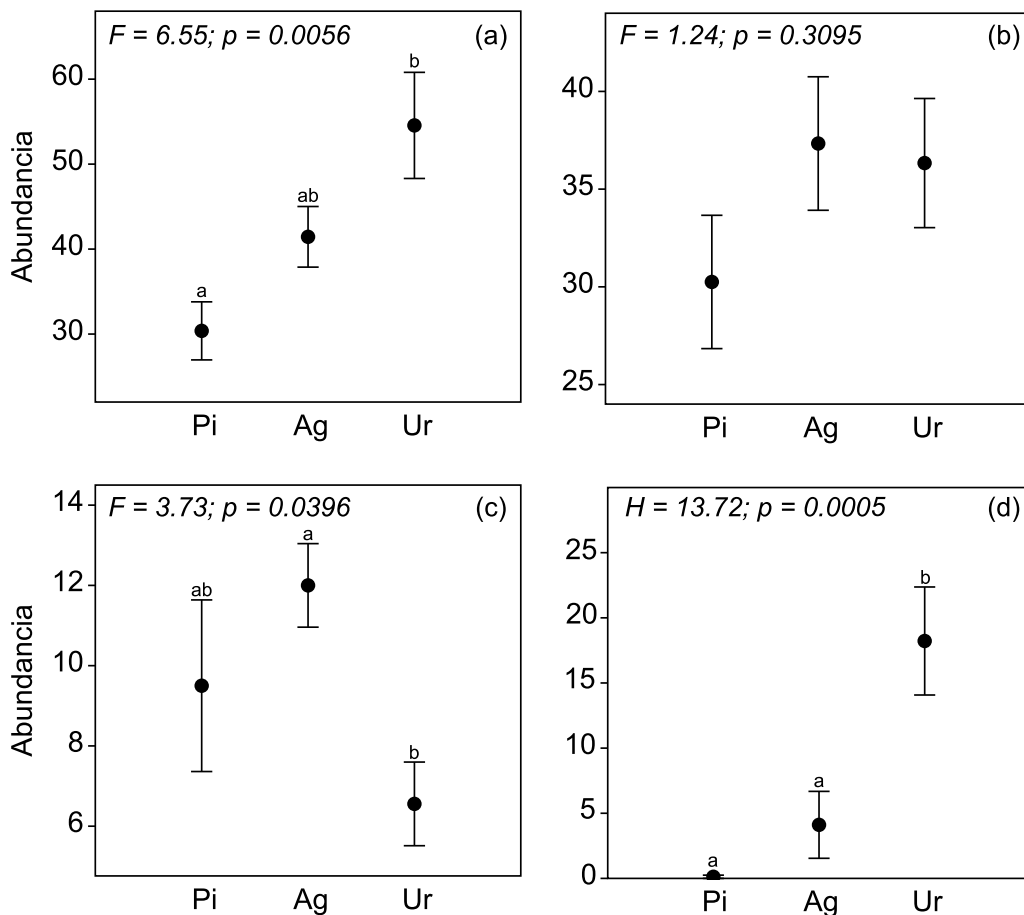


Figura 7. Comparación de la abundancia de aves entre los tres tipos de uso del suelo. Abundancia de la comunidad total de aves (a), especies nativas (b), especies migratorias (c) y especies exóticas (d). En los gráficos el punto corresponde a la media y los bigotes al error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas según pruebas *post hoc* de Tukey o Mann-Whitney (alfa = 0.05). Abreviaciones: Poco intervenido (Pi), Agrícola (Ag) y Urbano (Ur).

El análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS) arrojó un valor de estrés de 0.224 y mostró que la composición de especies de aves es diferente entre los tres usos del suelo, separando claramente a los tres grupos (Figura 8). Lo cual fue respaldado por el PERMANOVA, donde se evidenció una influencia significativa del tipo de uso del suelo sobre la composición de especies (Tabla 5). Al analizar el número de especies de aves compartidas y exclusivas entre cada tipo de uso del suelo, se encontró que los sitios en áreas agrícolas tuvieron 12 especies exclusivas, mientras los sitios urbanos y poco intervenidos tuvieron ocho especies exclusivas (Figura 9). Por otro lado, los dos usos del suelo que compartieron una mayor cantidad de especies fueron el uso agrícola y poco intervenido con 36 especies. Cabe resaltar que solamente 24 (28.24%) especies fueron compartidas entre los tres usos del suelo.

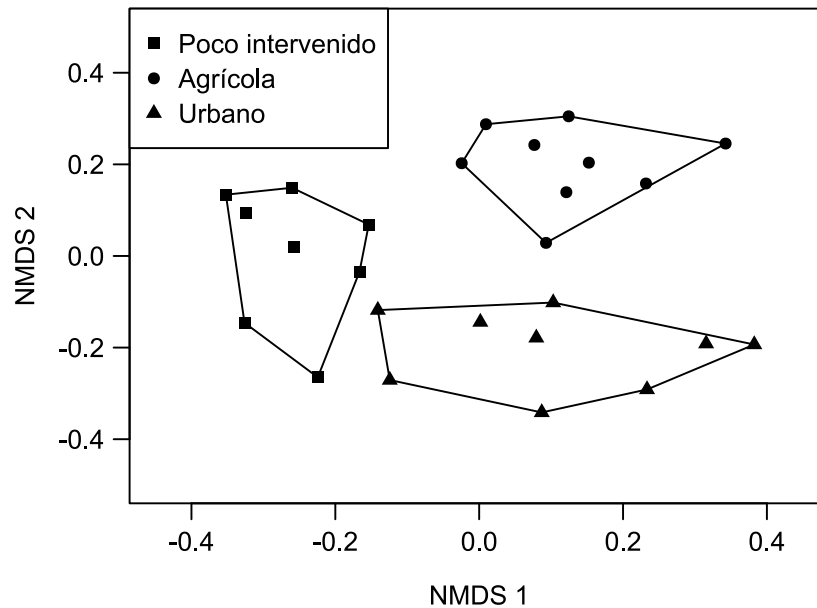


Figura 8. Análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS) usando la distancia de Jaccard para la representación de las diferencias en la composición de especies de aves de los tres tipos de uso del suelo en la Vega de Metztlán.

Tabla 5. Resultado del Análisis de Varianza Multivariante Permutacional (PERMANOVA) usando la distancia de Jaccard con 999 permutaciones para la composición de especies de aves.

Factor	Grados de libertad	R²	Pseudo-F	p
Uso del suelo	2	0.232	3.476	0.001
Residuos	23	0.768		
Total	25	1		

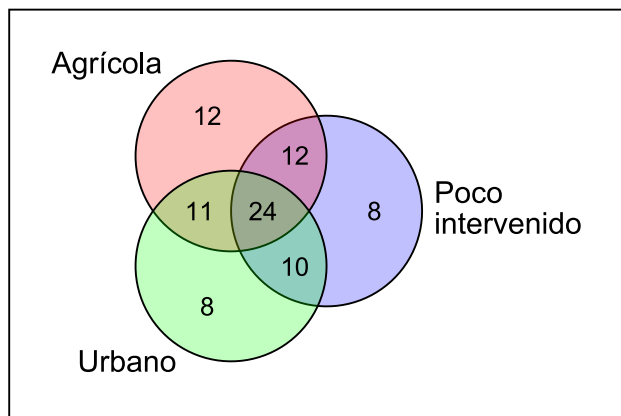


Figura 9. Diagrama de Venn para la representación del número de especies de aves exclusivas y compartidas entre los tres tipos de uso del suelo en la Vega de Metztlán.

La clasificación de los modelos candidatos de acuerdo con el AIC_C y el peso de Akaike mostró que los mejores modelos ($\Delta AIC_C < 2$) tenían factores ambientales medidos a escala local y del paisaje (Tabla 6). A excepción de la riqueza de la comunidad total de aves, para todas las variables dependientes el modelo nulo no tuvo una $\Delta AIC_C < 2$. La clasificación de todos los modelos candidatos para todas las variables dependientes se puede ver en el Anexo 6.

En general, se encontró que las variables de las comunidades de aves son influenciadas significativamente por variables ambientales medidas a escala local y de paisaje (Tabla 7). Para la comunidad total de aves, se encontró que la abundancia tuvo una relación positiva con la cobertura de edificaciones a escala del paisaje. La riqueza de aves fue influenciada positivamente por la altura de las plantas a escala local, mientras la diversidad tuvo una asociación positiva con la abundancia de plantas a escala local y la cobertura de nogales a escala del paisaje.

Respecto a las aves nativas, se observó que la abundancia tuvo una relación positiva con la altura de las plantas a escala local (Tabla 7). La cobertura de nogales a escala del paisaje también tuvo una influencia positiva sobre la riqueza y diversidad de aves nativas. Por otro lado, para la riqueza, abundancia y diversidad de las aves migratorias, solamente la cobertura de nogales tuvo una relación positiva significativa.

Finalmente, para la abundancia de aves exóticas se identificó una relación significativa con variables asociadas a la vegetación tanto a escala local como del paisaje (Tabla 7). De esta manera, la abundancia de las plantas a escala local y la cobertura de la vegetación nativa a escala del paisaje tuvieron una influencia negativa sobre el número de individuos de aves exóticas. En contraste, no hubo alguna relación con la cobertura de edificaciones.

Tabla 6. Modelos candidatos mejor clasificados ($\Delta AIC_c < 2$) para cada variable dependiente de las comunidades de aves en la Vega de Metztlán. Los modelos fueron clasificados según el Criterio de Información de Akaike de segundo orden (AIC_c) y el peso de Akaike (w_i).

Variable dependiente	Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	w_i
Comunidad total				
Abundancia	ED_250	213.26	0	0.35
	ED_250 + VN_250	213.28	0.02	0.34
	APL + ED_250	213.69	0.43	0.28
Riqueza	NO_250	150.44	0	0.35
	ATL + APL	151.31	0.87	0.23
	Nulo	151.38	0.94	0.22
Diversidad	NO_250	174.63	0	0.28
	ED_250	175.48	0.86	0.18
	ATL + APL	175.79	1.16	0.16
Aves nativas				
Abundancia	ATL + APL	195.20	0	0.47
Riqueza	NO_250	153.01	0	0.61
Diversidad	NO_250	177.35	0	0.47
Aves migratorias				
Abundancia	NO_250	153.62	0	0.62
Riqueza	NO_250	121.82	0	0.60
Diversidad	NO_250	130.84	0	0.54
Aves exóticas				
Abundancia	APL + ED_250	134.49	0	0.38
	ATL + APL	135.42	0.93	0.24
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	135.90	1.41	0.19

ΔAIC_c es la diferencia entre el menor valor de AIC_c y el valor correspondiente del modelo. Variables independientes: altura total de plantas (ATL), abundancia de plantas (APL); cobertura de edificaciones (ED_250), vegetación nativa (VN_250), vegetación seminatural (VS_250) y nogales (NO_250).

Tabla 7. Valores estimados de los parámetros de los modelos promediados para cada variable dependiente de las comunidades de aves en la Vega de Metztlán. Se presenta el error estándar (EE) y el límite inferior (LI) y límite superior (LS) del intervalo de confianza (IC) del 95% para cada parámetro. Si el IC 95% no superpone el cero indica una relación significativa entre la variable dependiente e independiente.

Variable dependiente	Parámetro	Estimado	EE	IC 95%	
				LI	LS
Comunidad total					
Abundancia	Intercepto	39.91	5.04	29.65	50.17
	Abundancia de plantas (L)	-0.19	0.12	-0.44	0.07
	Edificaciones (P)	0.87	0.26	0.34	1.40
	Vegetación nativa	-0.14	0.09	-0.31	0.04
Riqueza	Intercepto	16.41	3.15	10.11	22.72
	Altura de plantas*	1.06	0.46	0.10	2.02
	Abundancia de plantas*	0.04	0.04	-0.05	0.12
	Nogales	0.23	0.12	-0.02	0.48
Diversidad	Intercepto	14.27	5.59	3.14	25.41
	Altura de plantas*	1.29	0.74	-0.24	2.83
	Abundancia de plantas*	0.16	0.06	0.03	0.29
	Nogales	0.43	0.20	0.03	0.84
	Edificaciones	-0.23	0.12	-0.48	0.01
Aves nativas					
Abundancia	Intercepto	23.98	7.42	9.45	38.52
	Altura de plantas*	2.36	1.08	0.24	4.47
	Abundancia de plantas*	-0.03	0.09	-0.22	0.15
Riqueza	Intercepto	15.45	1.29	12.92	17.98
	Nogales	0.33	0.13	0.07	0.58
Diversidad	Intercepto	14.56	2.06	10.52	18.59
	Nogales	0.51	0.21	0.10	0.91
Aves migratorias					
Abundancia	Intercepto	6.73	1.30	4.18	9.29
	Nogales	0.34	0.13	0.08	0.60
Riqueza	Intercepto	4.72	0.71	3.33	6.10
	Nogales	0.18	0.07	0.04	0.32
Diversidad	Intercepto	5.66	0.84	4.01	7.31
	Nogales	0.20	0.08	0.03	0.37
Aves exóticas					
Abundancia	Intercepto	5.81	2.20	1.37	10.25
	Altura de plantas*	-0.31	0.23	-0.79	0.17
	Abundancia de plantas*	-0.14	0.06	-0.26	-0.02
	Edificaciones	0.05	0.03	-0.02	0.12
	Vegetación nativa	-0.04	0.02	-0.07	-0.01
	Vegetación seminatural	0.03	0.06	-0.08	0.15
	Nogales	-0.11	0.07	-0.26	0.03

Las variables medidas a escala local están marcadas con un asterisco (*), las demás variables fueron medidas a escala del paisaje

8. DISCUSIÓN

8.1. Avifauna de la Vega de Metztlán

Los resultados de este estudio demuestran que la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán es un ANP de importancia para la diversidad de aves de México, albergando numerosas especies tanto residentes como migratorias. De las 85 especies de aves registradas en los sitios de muestreo, 79 especies han sido reportadas previamente en el listado publicado por Ortiz-Pulido et al. (2010), representando el 66.39% de las especies registradas por estos autores en la zona de la Vega de Metztlán. Las seis especies que no están en el listado de Ortiz-Pulido et al. (2010) son *Saucerottia cyanocephala*, *Megarynchus pitangua*, *Vireo griseus*, *Icterus abeillei*, *Setophaga americana*, *Sporophila morelleti* y *Thraupis episcopus*. Esto evidencia que aún faltan más estudios para conocer toda la diversidad biológica de la RBBM, sobre todo en áreas con predominio de vegetación nativa.

En general, las tres especies más abundantes en los sitios de muestreo son aves con hábitos generalistas, las cuales pueden aprovechar diversos tipos de recursos: pinzón mexicano (*H. mexicanus*), gorrión casero (*P. domesticus*) y zanate mexicano (*Q. mexicanus*). La elevada abundancia de *H. mexicanus* se atribuye a que puede ocupar un amplio rango de hábitats, llegando a ser común en áreas urbanas (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Zuñiga-Palacios et al., 2020). Por otra parte, en concordancia con lo reportado en otros trabajos en México (e.g., Blasio-Quintana & Pineda-López, 2020; MacGregor-Fors et al., 2011), se observó que *P. domesticus* y *Q. mexicanus* estuvieron principalmente asociados a asentamientos humanos, ya que más del 99% de la abundancia de estas especies se registró en este tipo de uso del suelo. Por lo tanto, estas dos especies se pueden considerar como “residentes urbanas” (sensu Fischer et al., 2015) o “explotadoras urbanas” (sensu Blair, 1996).

El hecho de que 13 especies de aves obtuvieran solamente un registro puede explicarse por varias razones, incluyendo que algunas de estas especies podrían tener poblaciones relativamente pequeñas en el área de estudio. Por ejemplo, Ortiz-Pulido et al. (2010) consideran a seis de estas 13 especies como “raras” (*Sphyrapicus varius*, *Falco sparverius*, *Catharus guttatus*, *Icterus galbula*, *Accipiter cooperii*, e *Icterus parisorum*), es decir, que cuentan con menos de 3.5 registros en un esfuerzo de muestreo estandarizado. Además, casi la mitad de estas 13 especies son migratorias, por lo que posiblemente usen los hábitats estudiados como sitios de paso en su ruta migratoria. Otra razón sería que algunas de estas especies prefieren estar dentro de la vegetación densa o tienen hábitos crípticos, afectando su probabilidad de detección (Alldredge et al., 2007).

8.2. Relación de las comunidades de aves con variables ambientales

Los análisis mostraron que el tipo de uso del suelo (variable categórica) influye significativamente en las comunidades de aves en la Vega de Metztlán. Para la comunidad total de aves, se resalta que los sitios de muestreo ubicados en los asentamientos humanos tuvieron la menor diversidad en comparación con los demás usos del suelo. Esto se explica porque en estos sitios se encontró una alta dominancia de pocas especies, en particular de *P. domesticus*, *H. mexicanus* y *Q. mexicanus*, las cuales estuvieron presentes en la mayoría de asentamientos urbanos y abarcaron el 43.18% de la abundancia total del uso del suelo urbano.

Lo anterior muestra que la urbanización, inclusive a una escala relativamente pequeña (asentamientos con una población de 249 a 3125 habitantes), tiende a beneficiar la dominancia de un grupo reducido de especies, provocando la reducción de la diversidad y conduciendo a un proceso de homogenización biótica (McKinney, 2006; Silva et al., 2016). Otros trabajos realizados en áreas urbanas pequeñas (<15,000 habitantes) en Latinoamérica han encontrado resultados similares (Gorosito & Cueto, 2020; MacGregor-Fors & Schondube, 2012). Por ejemplo, MacGregor-Fors & Schondube (2012) observaron menores valores de equitatividad en las comunidades de aves de asentamientos humanos pequeños (<50 habitantes) en comparación con sitios ubicados en el bosque.

En relación con la comunidad de aves nativas, a pesar de que no hubo diferencias en la riqueza de especies entre los tres usos del suelo, la diversidad fue menor en los sitios urbanos, confirmando la hipótesis planteada. Esto indica que, para los sitios de muestreo, los asentamientos humanos no estarían alterando el número de especies nativas, sino que estarían modificando la composición y la distribución de las abundancias de aves. Varios estudios realizados en Latinoamérica y otras regiones del mundo han encontrado resultados contrastantes, pues han evidenciado que la urbanización disminuye la riqueza de aves nativas (Chace & Walsh, 2006; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2011). Esta discrepancia podría explicarse por el tamaño de las áreas urbanas, ya que se ha determinado que la riqueza de aves nativas solo se ve afectada en ciudades de más de 7,000 habitantes (Garaffa et al., 2009), una población mayor a la encontrada en los asentamientos urbanos de la Vega de Metztlán.

Contrario a lo esperado, la comunidad de aves migratorias de la Vega de Metztlán tuvo una mayor abundancia, riqueza y diversidad en los sitios agrícolas, sin embargo, no difirió significativamente de los sitios poco intervenidos. Un resultado similar fue encontrado por Blasio-Quintana & Pineda-López (2020) en una zona semiárida del centro de México, donde observaron una mayor abundancia y riqueza de aves migratorias en áreas con ambientes agropecuarios. La zona agrícola de la Vega de Metztlán está compuesta principalmente por un mosaico de cultivos

de diversas especies, sistemas de riego y vegetación seminatural. Estas características del paisaje probablemente estarían aumentando la heterogeneidad del hábitat, favoreciendo la presencia de las especies migratorias, ya que en otros estudios realizados en Latinoamérica se ha documentado que estas aves tienen una relación positiva con la presencia de cuerpos de agua o con la vegetación asociada a los bordes de cultivos o cercas vivas (e.g. Barbosa et al., 2020; Zuria et al., 2014; Zuria & Gates, 2012).

La menor abundancia y riqueza de aves migratorias se registró en los sitios ubicados en los asentamientos humanos. Dicho resultado es consistente con MacGregor-Fors et al. (2010), quienes reportan una menor densidad y riqueza de aves migratorias en el área urbana, en comparación con bosques nativos del estado de Michoacán, México. Se ha evidenciado que algunas aves migratorias neotropicales pueden ser sensibles a factores como el ruido urbano y prefieren espacios con mayor cobertura de vegetación leñosa (Barbosa et al., 2020; Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; MacGregor-Fors et al., 2010).

En este estudio se observó que las áreas urbanas tuvieron una abundancia total de aves significativamente mayor con respecto a las áreas poco intervenidas. Sin embargo, al excluir a las especies exóticas del análisis, no se encontraron diferencias entre los usos del suelo. Esto se debe a que la mayoría de las especies exóticas presentaron un elevado número de individuos en asentamientos humanos (i.e., *P. domesticus*, *Columba livia*, *Streptopelia decaocto* y *Sturnus vulgaris*), ya que el 81.19% de su abundancia se registró en estos sitios. Esto confirma la hipótesis planteada y numerosos trabajos a nivel global, incluyendo México, donde se ha observado que las especies exóticas generalmente son beneficiadas por la presencia humana, explotando eficientemente todos los recursos que proveen los ecosistemas urbanos (Amaya-Espinel et al., 2019; Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2011). Por lo tanto, la presencia de especies exóticas influye notoriamente en los análisis de las abundancias de las comunidades de aves (Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2009).

El tipo de uso del suelo también tuvo una influencia sobre la composición de especies en la Vega de Metztitlán. En particular, los sitios poco intervenidos fueron representados por especies que prefieren habitar en zonas con vegetación arbustiva o matorrales áridos, como *Auriparus flaviceps*, *Myiarchus cinerascens*, *Icterus parisorum* o *Cardinalis cardinalis* (Billerman et al., 2022; Howell & Webb, 1995). Por otro lado, debido a la presencia de sistemas de riego, los sitios agrícolas tuvieron especies asociadas a cuerpos de agua, como *Ardea alba*, *Sporophila moreletii*, *Sayornis phoebe* o *S. nigricans* (Billerman et al., 2022). Entre las aves que estuvieron presentes en los tres usos del suelo, destacan especies conocidas por usar varios tipos de hábitats como *Columbina inca*, *Cyananthus latirostris*, *H. mexicanus*, *Pyrocephalus rubinus*, *Spinus*

psaltria, *Troglodytes aedon*, *Turdus grayi* o *Zenaida asiática* (Billerman et al., 2022; Howell & Webb, 1995; Kaufman et al., 2005).

En concordancia con las hipótesis planteadas, los resultados de los GLM mostraron que las comunidades de aves nativas, migratorias y exóticas son influenciadas por variables ambientales medidas a escala local y del paisaje (variables numéricas). La inclusión de un modelo nulo en la comparación basada en Criterios de Información (p. ej., AIC_c) permite evaluar el rendimiento de los modelos candidatos, como una medida alternativa de la bondad de ajuste (Mac Nally et al., 2018). Por lo tanto, para este estudio, los modelos mejor clasificados tienen un buen rendimiento para explicar la varianza de las variables de respuesta.

A escala local, la altura promedio de las plantas tuvo una influencia positiva sobre la riqueza total y de aves nativas. Este resultado puede ser atribuido a que árboles y arbustos más altos pueden proporcionar una mayor cantidad de microhábitats y recursos para ciertas especies de aves, como disponibilidad de insectos, frutos o sitios de nidificación (Blasio-Quintana & Pineda-López, 2020; Elliot Noe et al., 2022; Florio Lessi et al., 2016; MacGregor-Fors, 2008; Zuria & Gates, 2012). Por otra parte, la abundancia de plantas se relacionó positivamente con la diversidad total de aves, señalando la importancia de las características del hábitat local para las comunidades de aves en la Vega de Metztitlán, donde sitios con mayor vegetación tienden a ser más diversos.

A escala del paisaje, la cobertura de nogales tuvo una relación positiva con la diversidad total y la riqueza y diversidad de aves nativas. Otros estudios también han encontrado que la introducción de plantaciones de árboles o cultivos permanentes en paisajes agrícolas aumenta la diversidad de aves, favoreciendo inclusive a especies que prefieren hábitats conservados (Berg, 2002; Chiatante et al., 2019; Gailly et al., 2017; Santana et al., 2017). No obstante, esta influencia positiva sobre la biodiversidad es más probable que ocurra cuando las plantaciones se establecen en ecosistemas degradados, en lugar de sustituir a los ecosistemas naturales, incluyendo bosques y pastizales (Bremer & Farley, 2010).

Contrario a lo esperado, la cobertura de nogales fue el único factor ambiental que influyó en la abundancia, riqueza y diversidad de especies migratorias. Para estas aves, otros trabajos también han identificado que los cultivos permanentes les proporcionan hábitats adecuados, favoreciendo a la diversidad de especies. Por ejemplo, Bennett et al. (2018) determinaron que monocultivos de especies arbóreas tenían una mayor abundancia y una diversidad similar de aves migratorias en comparación con zonas de vegetación nativa en Guatemala. El nogal (*Carya illinoensis*) es una especie caducifolia de gran porte, con una corteza agrietada y un follaje denso, lo que puede proveer diversos tipos de recursos alimenticios para aves migratorias (Newell

et al., 2014). Además, los nogales se distribuyen originalmente en la cuenca del Río Misisipi en los Estados Unidos, por lo que las plantaciones en la Vega de Metztlán podrían proporcionar hábitats que le son “familiares” a las aves que se reproducen en el norte del continente.

La cobertura de edificaciones a escala del paisaje se asoció positivamente con la abundancia total de aves. El aumento de las edificaciones puede ser interpretado como una medida del desarrollo urbano. Por lo tanto, de acuerdo con Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors (2011), este resultado corresponde a un patrón generalizado en zonas templadas y tropicales a nivel global, donde el aumento de la abundancia total de aves en los sitios más urbanizados tiende a ser por causa de la presencia de especies “explotadoras urbanas”, generalmente exóticas. Esto fue corroborado al analizar separadamente a la comunidad de aves nativas, ya que no se identificó una relación con la cobertura de edificaciones. Por último, la cobertura de la vegetación nativa tuvo una influencia negativa sobre el número de aves exóticas, confirmando que la degradación de los ecosistemas naturales es uno de los factores que favorece la llegada y establecimiento de estas especies (Sol et al., 2017).

8.3. Implicaciones de manejo para la conservación de las aves

Con base en los resultados de este estudio, se proponen algunas acciones de manejo para favorecer la persistencia de las especies de aves nativas en la Vega de Metztlán, un paisaje altamente transformado de la RBBM. Particularmente, en los asentamientos humanos se requiere aumentar la abundancia y riqueza de la vegetación, preferiblemente con árboles y arbustos nativos de la zona. Esta recomendación, que ha sido reiterada en numerosos estudios a nivel global (Chace & Walsh, 2006; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2011), mejoraría las condiciones de los hábitats para aves nativas como *Icterus abeillei* o *Melanotis caerulescens*, dos especies endémicas de México que pueden ocupar áreas urbanas (MacGregor-Fors et al., 2011). Igualmente, para promover la conservación de las aves de la Vega de Metztlán, se debería propiciar el enriquecimiento de los hábitats locales en las áreas agrícolas, ya sea a través de la preservación de la vegetación seminatural de los bordes de los cultivos o de las zonas riparias (Heath et al., 2017; Zuria & Gates, 2012).

Los sitios de muestreo que estaban rodeados con una mayor cobertura de vegetación nativa (principalmente matorral xerófilo) presentaron una menor abundancia de aves exóticas. Por esta razón, preservar y restaurar esta cobertura vegetal que se encuentra adyacente a la Vega de Metztlán ayudaría a evitar la proliferación de aves exóticas a otras zonas de la reserva. También, esta medida beneficiaría a las especies de aves que son dependientes de hábitats poco intervenidos. En el área de estudio, la cobertura de nogales fue un factor determinante para las

comunidades de aves. Por lo tanto, se recomienda seguir usando a estos árboles como cercas vivas, lo que puede funcionar como corredores para las aves, aumentando la conectividad en este paisaje antropizado (Maglianesi, 2021). De esta manera, se benefician las aves y los agricultores que aprovechan la producción de nueces. Finalmente, cabe resaltar que estas medidas no pueden llevarse a cabo sin tomar en cuenta a las personas que habitan la RBBM, ya que uno de los objetivos de esta ANP es regular el tipo de uso del territorio, permitiendo la convivencia de actividades humanas y la conservación de la biodiversidad (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2018).

9. CONCLUSIONES

Se determinó que la Vega de Metztlán es un paisaje heterogéneo altamente transformado que alberga una importante diversidad de aves, tanto de especies residentes como migratorias. A pesar de que no se registraron todas las especies previamente documentadas en esta zona de la RBBM, se encontraron seis especies nuevas para la reserva, resaltando la necesidad de seguir explorando esta ANP. En línea con patrones globales de aves en ambientes antropizados, la comunidad total estuvo dominada por especies con hábitos generalistas, algunas de ellas categorizadas como exóticas.

De acuerdo con lo esperado, el tipo de uso del suelo influyó en la estructura y composición de especies de las comunidades de aves. Particularmente, la presencia de asentamientos humanos favoreció a un grupo reducido de especies generalistas, propiciando el aumento de la abundancia total y reduciendo la diversidad de aves. Los sitios agrícolas tuvieron una diversidad de aves similar a las áreas poco intervenidas, sin embargo, su composición de especies se caracterizó por una mayor presencia de aves dependientes de cuerpos de agua y especies migratorias. De esta manera, el cambio de uso del suelo afecta en mayor medida a la composición y las abundancias de aves, en lugar de la riqueza de especies.

Los resultados apoyan las hipótesis planteadas, ya que las comunidades de aves fueron influenciadas por variables ambientales medidas a escala local y del paisaje. En particular, la cobertura de nogales fue un factor determinante para explicar la diversidad de aves de la Vega de Metztlán. Las aves nativas seleccionaron sitios con mayor altura de la vegetación local y que estuvieran rodeados por árboles de nogal. Las aves migratorias prefirieron hábitats agrícolas con cobertura de nogales y evitaron los sitios urbanos, evidenciando que este grupo de especies tienen ciertos requerimientos de hábitat en sus áreas de no reproducción. Por último, las aves exóticas fueron más abundantes en sitios principalmente urbanos, con menor cobertura de vegetación nativa.

Finalmente, se recomienda realizar acciones de manejo que beneficien a la diversidad las aves, las cuales solo pueden llevarse a cabo si se trabaja en conjunto con las personas que viven en la reserva. Al respecto, es necesario incrementar la complejidad taxonómica de la vegetación local, a través de la plantación de árboles y arbustos nativos, tanto en áreas urbanas como en bordes de campos agrícolas. También se requiere mantener y restaurar la vegetación nativa adyacente a la Vega de Metztlán. Además, el uso de árboles de nogal como cercas vivas ayuda a promover la conectividad del paisaje antropizado y favorece la conservación de las aves y, en general, la biodiversidad de la RBBM.

10. LITERATURA CITADA

- Alberti, M. (2008). *Advances in Urban Ecology*. Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-75510-6>
- Alldredge, M. W., Simons, T. R., & Pollock, K. H. (2007). Factors affecting aural detections of songbirds. *Ecological Applications*, 17(3), 948-955. <https://doi.org/10.1890/06-0685>
- Amaya-Espinel, J. D., Hostetler, M., Henríquez, C., & Bonacic, C. (2019). The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103578. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.009>
- Anderson, M., & Braak, C. T. (2003). Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 73(2), 85-113. <https://doi.org/10.1080/00949650215733>
- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Arriola-Padilla, V. J., Estrada-Martínez, E., Ortega-Rubio, A., Pérez-Miranda, R., & Gijón-Hernández, A. R. (2014). Deterioro en áreas naturales protegidas del centro de México y del Eje Neovolcánico Transversal. *Investigación y Ciencia*, 22(60), 37-49.
- Bakx, T. R. M., Lindström, Å., Ram, D., Pettersson, L. B., Smith, H. G., van Loon, E. E., & Caplat, P. (2020). Farmland birds occupying forest clear-cuts respond to both local and landscape features. *Forest Ecology and Management*, 478, 118519. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118519>
- Barbosa, K. V. de C., Rodewald, A. D., Ribeiro, M. C., & Jahn, A. E. (2020). Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. *Landscape and Urban Planning*, 197, 103769. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103769>
- Bartoń, K. (2017). *MuMIn: Multi-model inference*. R package, version 1.40.0. <https://cran.r-project.org/package=MuMIn>
- Bennett, R. E., Leuenberger, W., Bosarreyes Leja, B. B., Sagone Cáceres, A., Johnson, K., & Larkin, J. (2018). Conservation of Neotropical migratory birds in tropical hardwood and oil

- palm plantations. *PLOS ONE*, 13(12), e0210293.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210293>
- Berg, Å. (2002). Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden—The importance of *Salix* height and adjacent habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(3), 265-276. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00212-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00212-2)
- Berlangua, H., Gómez de Silva, H., Vargas-Canales, V. M., Rodríguez-Contreras, V., Sánchez-González, L. A., Ortega-Álvarez, R., & Calderón-Parra, R. (2020). *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. CONABIO.
- Billerman, S. M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G., & Schulenberg, T. S. (Eds.). (2022). *Birds of the World*. Cornell Laboratory of Ornithology. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>
- Bjørnstad, O. N. (2022). *ncf: Spatial Covariance Functions*. R package, version 1.3-2. <https://cran.r-project.org/>
- Bjørnstad, O. N., & Falck, W. (2001). Nonparametric spatial covariance functions: Estimation and testing. *Environmental and Ecological Statistics*, 8(1), 53-70. <https://doi.org/10.1023/A:1009601932481>
- Blair, R. B. (1996). Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506-519. <https://doi.org/10.2307/2269387>
- Blasio-Quintana, C., & Pineda-López, R. (2020). Diversidad de aves en ambientes antrópicos en una localidad del semidesierto del centro de México. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 21(2). <https://doi.org/10.28947/hrmo.2020.21.2.449>
- Boivin, N. L., Zeder, M. A., Fuller, D. Q., Crowther, A., Larson, G., Erlandson, J. M., Denham, T., & Petraglia, M. D. (2016). Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(23), 6388-6396. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525200113>
- Bonilla-Moheno, M., & Aide, T. M. (2020). Beyond deforestation: Land cover transitions in Mexico. *Agricultural Systems*, 178, 102734. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102734>
- Bremer, L. L., & Farley, K. A. (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19(14), 3893-3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (Eds.). (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/b97636>

- Carbó-Ramírez, P., & Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100(3), 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.008>
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46-69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chain-Guadarrama, A., Martínez-Salinas, A., Aristizábal, N., & Ricketts, T. H. (2019). Ecosystem services by birds and bees to coffee in a changing climate: A review of coffee berry borer control and pollination. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 280, 53-67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.011>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C., & Chiu, C.-H. (2022). *SpadeR: Species-Richness Prediction and Diversity Estimation with R*. R package, version 0.1.1. <https://cran.r-project.org/>
- Chesser, R. T., Billerman, S. M., Burns, K. J., Cicero, C., Dunn, J. L., Hernández-Baños, B. E., Jiménez, R. A., Kratter, A. W., Mason, N. A., Rasmussen, P. C., Remsen, Jr., J. V., Stotz, D. F., & Winker, K. (2022). *Check-list of North American Birds (online)*. American Ornithological Society. <http://checklist.americanornithology.org/taxa>
- Chiatante, G., Porro, Z., Musacchio, A., Bazzocchi, A., & Meriggi, A. (2019). Multi-scale habitat requirements of forest bird species in a highly fragmented landscape. *Journal of Ornithology*, 160(3), 773-788. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01664-9>
- Chiron, F., Chargé, R., Julliard, R., Jiguet, F., & Muratet, A. (2014). Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 153-160. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.013>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2003). *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegida, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2021). *Listado de las Áreas Naturales Protegidas de México (LISTANP)*. <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/listanp/>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2024). *Áreas Naturales Protegidas decretadas*. http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm
- Dormann, C. F. (2007). Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, 16(2), 129-138. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00279.x>

- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, *36*(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dudley, N. (2008). *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. International Union for Conservation of Nature.
- Dudley, N., & Alexander, S. (2017). Agriculture and biodiversity: A review. *Biodiversity*, *18*(2-3), 45-49. <https://doi.org/10.1080/14888386.2017.1351892>
- Dunn, J. L., Alderfer, J. K., & National Geographic Society (U.S.) (Eds.). (2017). *National Geographic field guide to the birds of North America* (Seventh edition). National Geographic.
- Elliot Noe, E., Innes, J., Barnes, A. D., Joshi, C., & Clarkson, B. D. (2022). Habitat provision is a major driver of native bird communities in restored urban forests. *Journal of Animal Ecology*, *91*(7), 1444-1457. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13700>
- Ellis, E. C., Kaplan, J. O., Fuller, D. Q., Vavrus, S., Klein Goldewijk, K., & Verburg, P. H. (2013). Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(20), 7978-7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>
- Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000: Anthropogenic transformation of the biomes. *Global Ecology and Biogeography*, no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- Escobar-Ibáñez, J. F., & MacGregor-Fors, I. (2017). What's New? An Updated Review of Avian Ecology in Urban Latin America. En I. MacGregor-Fors & J. F. Escobar-Ibáñez (Eds.), *Avian Ecology in Latin American Cityscapes* (pp. 11-31). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3_2
- Figueroa, F., & Sánchez-Cordero, V. (2008). Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation*, *17*(13), 3223-3240. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9423-3>
- Fischer, J. D., Schneider, S. C., Ahlers, A. A., & Miller, J. R. (2015). Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology: Terminology and urban conservation. *Conservation Biology*, *29*(4), 1246-1248. <https://doi.org/10.1111/cobi.12451>

- Florio Lessi, B., Rodrigues Pires, J. S., Florisvaldo Batisteli, A., & MacGregor-Fors, I. (2016). Vegetation, Urbanization, And Bird Richness In A Brazilian Periurban Area. *Ornitología Neotropical*, 27, 203-210. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v27i0.63>
- Gailly, R., Paquet, J.-Y., Titeux, N., Claessens, H., & Dufrêne, M. (2017). Effects of the conversion of intensive grasslands into Christmas tree plantations on bird assemblages. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 91-97. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.029>
- Gallina, S., Mandujano, S., & Delfín-Alfonso, C. A. (2007). Importancia de las áreas naturales protegidas para conservar y generar conocimiento biológico de las especies de venados en México. En *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica* (pp. 187-196). Sociedad Entomológica Aragonesa, SEA. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2529723>
- Garaffa, P. I., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2009). Bird community responses along urban–rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning*, 90(1-2), 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.004>
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>
- Gong, P., Wang, J., Yu, L., Zhao, Y., Zhao, Y., Liang, L., Niu, Z., Huang, X., Fu, H., Liu, S., Li, C., Li, X., Fu, W., Liu, C., Xu, Y., Wang, X., Cheng, Q., Hu, L., Yao, W., ... Chen, J. (2013). Finer resolution observation and monitoring of global land cover: First mapping results with Landsat TM and ETM+ data. *International Journal of Remote Sensing*, 34(7), 2607-2654. <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.748992>
- Google Earth. (2022). *Imágen Satéltal Airbus*. <https://earth.google.com>
- Gorosito, C. A., & Cueto, V. R. (2020). Do small cities affect bird assemblages? An evaluation from Patagonia. *Urban Ecosystems*, 23(2), 289-300. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00915-0>
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A., & Scharlemann, J. P. W. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, 7(1), 12306. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756-760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>

- Guzmán-Plazola, R. A., Hernández-Flores, B., Franco-Navarro, F., & Cadena-Hinojosa, M. (2008). Nematodos agalladores en La Vega de Metztlán, Hidalgo, México: Identificación, distribución espacial y relación con factores edáficos. *Nematropica*, 38(1), 47-61.
- Han, Z., Zhang, L., Jiang, Y., Wang, H., & Jiguet, F. (2021). Local habitat and landscape attributes shape the diversity facets of bird communities in Inner Mongolian grasslands. *Avian Conservation and Ecology*, 16(1), 3. <https://doi.org/10.5751/ACE-01745-160103>
- Hartig, F. (2022). *DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models*. R package, version 0.4.6. <https://cran.r-project.org/>
- Heath, S. K., Soykan, C. U., Velas, K. L., Kelsey, R., & Kross, S. M. (2017). A bustle in the hedgerow: Woody field margins boost on farm avian diversity and abundance in an intensive agricultural landscape. *Biological Conservation*, 212, 153-161. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.031>
- Hilbe, J. M. (2014). *Modeling Count Data*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139236065>
- Hothorn, T., Zeileis, A., Farebrother, R. W., Cummins, C., Millo, G., & Mitchell, D. (2022). *lmerTest: Testing Linear Regression Models*. R package, version 0.9-40. <https://cran.r-project.org/>
- Howell, S. N. G., & Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America* (Repr). Oxford Univ. Press.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Kaufman, K., Bowers, R., Bowers, N., & Hassler, L. (2005). *Kaufman field guide to birds of North America*. Houghton Mifflin.
- Lepczyk, C. A., La Sorte, F. A., Aronson, M. F. J., Goddard, M. A., MacGregor-Fors, I., Nilon, C. H., & Warren, P. S. (2017). Global Patterns and Drivers of Urban Bird Diversity. En E. Murgui & M. Hedblom (Eds.), *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments* (pp. 13-33). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1_2
- Leveau, L. M., Leveau, C. M., Villegas, M., Cursach, J. A., & Suazo, C. G. (2017). Bird communities along urbanization gradients: A comparative analysis among three Neotropical cities. *Ornitología Neotropical*, 28, 77-87.
- Leveau, L. M., & Zuria, I. (2017). Flocking the City: Avian Demography and Population Dynamics in Urban Latin America. En I. MacGregor-Fors & J. F. Escobar-Ibáñez (Eds.), *Avian*

- Ecology in Latin American Cityscapes* (pp. 57-77). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3_4
- Lindell, C., Eaton, R. A., Howard, P. H., Roels, S. M., & Shave, M. E. (2018). Enhancing agricultural landscapes to increase crop pest reduction by vertebrates. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *257*, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.028>
- Liu, X., Huang, Y., Xu, X., Li, X., Li, X., Ciais, P., Lin, P., Gong, K., Ziegler, A. D., Chen, A., Gong, P., Chen, J., Hu, G., Chen, Y., Wang, S., Wu, Q., Huang, K., Estes, L., & Zeng, Z. (2020). High-spatiotemporal-resolution mapping of global urban change from 1985 to 2015. *Nature Sustainability*. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0521-x>
- López-Herrera, M., Romero-Bautista, L., Ayala-Sánchez, N., Soria-Mercado, I. E., & Portillo-López, A. (2015). Problemática de contaminación en la zona agrícola de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Estudios en Biodiversidad*, *1*, 142-150.
- Luther, D., Hilty, J., Weiss, J., Cornwall, C., Wipf, M., & Ballard, G. (2008). Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized, and native landscapes. *Biodiversity and Conservation*, *17*(8), 1923-1935. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9332-5>
- Mac Nally, R., Duncan, R. P., Thomson, J. R., & Yen, J. D. L. (2018). Model selection using information criteria, but is the “best” model any good? *Journal of Applied Ecology*, *55*(3), 1441-1444. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13060>
- MacGregor-Fors, I. (2008). Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, *84*(1), 92-98. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.06.010>
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., & Schondube, J. E. (2010). Migrating to the City: Responses of Neotropical Migrant Bird Communities to Urbanization. *The Condor*, *112*(4), 711-717. <https://doi.org/10.1525/cond.2010.100062>
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., & Schondube, J. E. (2011). Does size really matter? Species-area relationships in human settlements: Species-area relationships in human settlements. *Diversity and Distributions*, *17*(1), 112-121. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00714.x>
- MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2011). Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, *12*(4), 372-381. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.04.003>

- MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2012). Urbanizing the wild: Shifts in bird communities associated to small human settlements. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(2). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.2.982>
- Magle, S. B., Hunt, V. M., Vernon, M., & Crooks, K. R. (2012). Urban wildlife research: Past, present, and future. *Biological Conservation*, 155, 23-32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.018>
- Maglianesi, M. A. (2021). Live Fences Have Greater Diversity Of Bird Assemblages Than Gallery Forests In Human-Modified Ecosystems. *Ornitología Neotropical*, 32(1), 68-74. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v32i1.877>
- Martínez-Morales, M. Á., Islas, V. M., Zuria, I., Hoffmann-Pinther, M. C. C. P., & Velasco, R. G. C. (2013). La conservación de las aves más allá de las áreas naturales protegidas: El caso de la avifauna del Rancho Santa Elena, Hidalgo. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*, 14(2), 87-100.
- Marzluff, J. M. (2017). A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis*, 159(1), 1-13. <https://doi.org/10.1111/ibi.12430>
- Marzluff, J. M., & Rodewald, A. D. (2008). Conserving Biodiversity in Urbanizing Areas: Nontraditional Views from a Bird's Perspective. *Cities and the Environment*, 1(2), 1-27. <https://doi.org/10.15365/cate.1262008>
- McDonald, R., & Marcotullio, P. (2011). Global Effects of Urbanization on Ecosystem Services. En J. H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, & N. E. McIntyre (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 193-205). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0024>
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Moreno, C. E., Sánchez-Rojas, G., Verdú, J. R., Numa, C., Marcos-García, M. Á., Martínez-Falcón, A. P., Galante, E., & Halffter, G. (2007). Biodiversidad en ambientes agropecuarios semiáridos en la reserva de la biosfera Barranca de Metztitlán, México. En G. Halffter, S. Guevara, & A. Melic (Eds.), *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica* (Vol. 6, pp. 97-107). Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA).

- Newell, F. L., Beachy, T.-A., Rodewald, A. D., Rengifo, C. G., Ausprey, I. J., & Rodewald, P. G. (2014). Foraging behavior of migrant warblers in mixed-species flocks in Venezuelan shade coffee: Interspecific differences, tree species selection, and effects of drought: Foraging Behavior of Warblers in Shade Coffee. *Journal of Field Ornithology*, *85*(2), 134-151. <https://doi.org/10.1111/jfo.12056>
- Nicholls, C. I., & Altieri, M. A. (2013). Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, *33*(2), 257-274. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0092-y>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoec, E., & Wagner, H. (2020). *Vegan: Community Ecology Package*. R package, version 2.5-7. <https://cran.r-project.org/>
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2009). Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, *90*(3-4), 189-195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2011). Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning*, *101*(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.020>
- Ortiz-Pulido, R. (2018). ¿Qué especies de aves están en riesgo en México? *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*, *19*(2), 237-272. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2018.19.2.348>
- Ortiz-Pulido, R., Bravo-Cadena, J., Martínez-García, V., Reyes, D., Mendiola-González, Ma. E., Sánchez, G., & Sánchez, M. (2010). Avifauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *81*(2), 373-391.
- Ponisio, L. C., M'Gonigle, L. K., & Kremen, C. (2016). On-farm habitat restoration counters biotic homogenization in intensively managed agriculture. *Global Change Biology*, *22*(2), 704-715. <https://doi.org/10.1111/gcb.13117>
- QGIS.org. (2021). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Development Core Team. (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T., DeSante, D., & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Reed, J., van Vianen, J., Foli, S., Clendenning, J., Yang, K., MacDonald, M., Petrokofsky, G., Padoch, C., & Sunderland, T. (2017). Trees for life: The ecosystem service contribution of

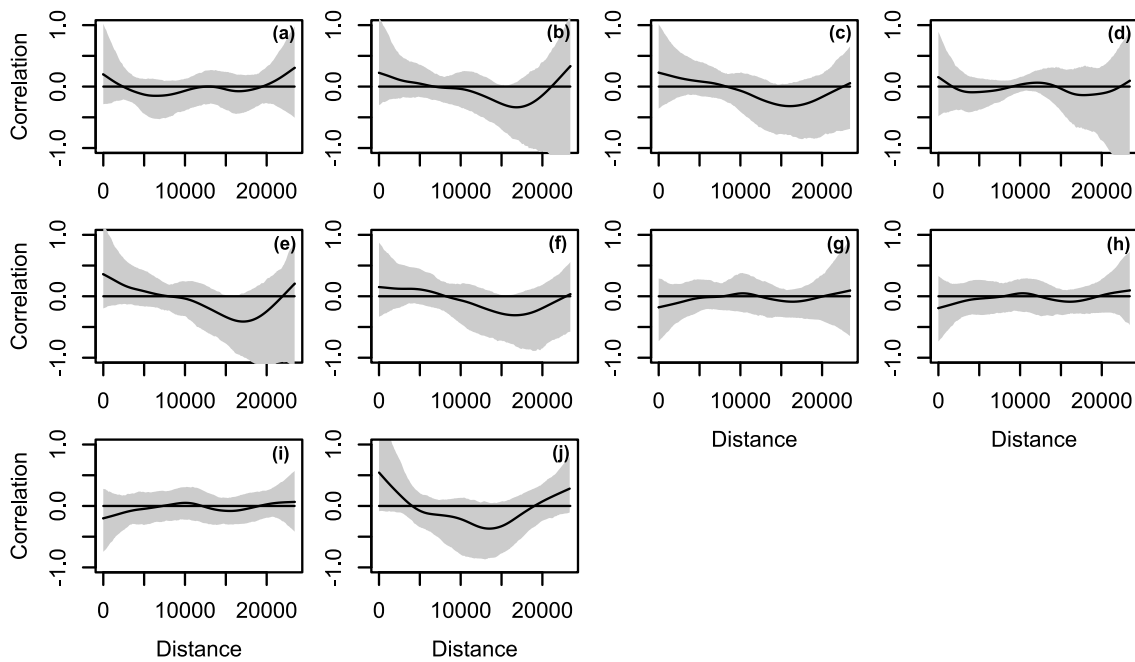
- trees to food production and livelihoods in the tropics. *Forest Policy and Economics*, 84, 62-71. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.012>
- Rüdisser, J., Walde, J., Tasser, E., Frühauf, J., Teufelbauer, N., & Tappeiner, U. (2015). Biodiversity in cultural landscapes: Influence of land use intensity on bird assemblages. *Landscape Ecology*, 30(10), 1851-1863. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0215-3>
- Sahagún-Sánchez, F. J., & Reyes-Hernández, H. (2018). Impactos por cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la región central de la Sierra Madre Oriental, México. *CienciaUAT*, 12(2), 6-21.
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Santana, J., Reino, L., Stoate, C., Moreira, F., Ribeiro, P. F., Santos, J. L., Rotenberry, J. T., & Beja, P. (2017). Combined effects of landscape composition and heterogeneity on farmland avian diversity. *Ecology and Evolution*, 7(4), 1212-1223. <https://doi.org/10.1002/ece3.2693>
- Schulze, K., Knights, K., Coad, L., Geldmann, J., Leverington, F., Eassom, A., Marr, M., Butchart, S. H. M., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2018). An assessment of threats to terrestrial protected areas. *Conservation Letters*, 11(3). <https://doi.org/10.1111/conl.12435>
- Secretaría de Desarrollo Social. (2013). *Catálogo de Localidades*. Gobierno de México. <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?tipo=clave&campo=loc&ent=13&mun=037>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). *Reservas de la Biosfera, áreas que se preservan, se disfrutan y se aprovechan sustentablemente*. <https://www.gob.mx/semarnat/es/articulos/reservas-de-la-biosfera-areas-que-se-preservan-se-disfrutan-y-se-aprovechan-sustentablemente?idiom=es>
- Seto, K. C., Guneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Silva, C. P., García, C. E., Estay, S. A., & Barbosa, O. (2015). Bird Richness and Abundance in Response to Urban Form in a Latin American City: Valdivia, Chile as a Case Study. *PLOS ONE*, 10(9), e0138120. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138120>
- Silva, C. P., Sepúlveda, R. D., & Barbosa, O. (2016). Nonrandom filtering effect on birds: Species and guilds response to urbanization. *Ecology and Evolution*, 6(11), 3711-3720. <https://doi.org/10.1002/ece3.2144>

- Sol, D., González-Lagos, C., Lapiedra, O., & Díaz, M. (2017). Why Are Exotic Birds So Successful in Urbanized Environments? En E. Murgui & M. Hedblom (Eds.), *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments* (pp. 75-89). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1_5
- Song, X.-P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., & Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, *560*(7720), 639-643. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>
- Stanton, R. L., Morrissey, C. A., & Clark, R. G. (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *254*, 244-254. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- Tejeda-Cruz, C., & Sutherland, W. J. (2004). Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation*, *7*(2), 169-179. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001258>
- Torres-Orozco, D., Jiménez-Sierra, C. L., Ramírez, J. S., Cortés-Calva, P., Solís-Cámar, A. B., Dávalos, L. I. I., & Ortega-Rubio, A. (2015). La importancia de las Áreas Naturales Protegidas en nuestro país. En A. Ortega-Rubio, M. J. Pinkus-Rendón, & I. C. Espitia-Moreno (Eds.), *Las Áreas Naturales Protegidas y la Investigación Científica en México* (pp. 41-64). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., Universidad Autónoma de Yucatán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Trusilova, K., & Churkina, G. (2008). The response of the terrestrial biosphere to urbanization: Land cover conversion, climate, and urban pollution. *Biogeosciences*, *5*(6), 1505-1515. <https://doi.org/10.5194/bg-5-1505-2008>
- UNEP-WCMC & IUCN. (2021). *Protected Planet Report 2020*. UNEP-WCMC & IUCN.
- United Nations. (2019). *World urbanization prospects: The 2018 revision (ST/ESA/SER.A/420)*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- U.S. Department of Agriculture. (2023). *International Agricultural Productivity*. <https://www.ers.usda.gov/data-products/international-agricultural-productivity/>
- Valdez-Lazalde, J. R., Aguirre-Salado, C. A., & Ángeles-Pérez, G. (2011). Análisis de los cambios en el uso del suelo en la cuenca del río Metztlán (México) usando imágenes de satélite: 1985-2007. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, *17*(3), 313-324. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.06.041>
- Valdez-Rentería, S. Y., Fernández-Badillo, L., Olvera-Olvera, C. R., Sánchez-Martínez, G., & Goyenechea, I. (2018). Listado actualizado de la herpetofauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*. <https://doi.org/10.18242/anpscripta.2018.04.04.02.0002>

- Varah, A., Jones, H., Smith, J., & Potts, S. G. (2020). Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301, 107031. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107031>
- Vargas, L. E. P., Laurance, W. F., Clements, G. R., & Edwards, W. (2015). The Impacts of Oil Palm Agriculture on Colombia's Biodiversity: What We Know and Still Need to Know. *Tropical Conservation Science*, 8(3), 828-845. <https://doi.org/10.1177/194008291500800317>
- Vázquez-Cuevas, G. M., & Roldán-Aragón, I. E. (2010). Evaluación de los cambios de cobertura del suelo en la reserva de la biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México (1973-2006). *Papeles de Geografía*, 51-52, 307-316.
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67-73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V. V., & Tschardt, T. (2020). How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biological Conservation*, 241, 108321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>
- Williams, B. A., Venter, O., Allan, J. R., Atkinson, S. C., Rehbein, J. A., Ward, M., Di Marco, M., Grantham, H. S., Ervin, J., Goetz, S. J., Hansen, A. J., Jantz, P., Pillay, R., Rodríguez-Buriticá, S., Supples, C., Virnig, A. L. S., & Watson, J. E. M. (2020). Change in Terrestrial Human Footprint Drives Continued Loss of Intact Ecosystems. *One Earth*, 3(3), 371-382. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.08.009>
- Zuñiga-Palacios, J., Zuria, I., Moreno, C. E., Almazán-Núñez, R. C., & González-Ledesma, M. (2020). Can small vacant lots become important reservoirs for birds in urban areas? A case study for a Latin American city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 47, 126551. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126551>
- Zuria, I., Castellanos, I., & Gates, J. E. (2014). The influence of mistletoes on birds in an agricultural landscape of central Mexico. *Acta Oecologica*, 61, 51-56. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.10.004>
- Zuria, I., & Gates, J. E. (2012). Community composition, species richness, and abundance of birds in field margins of central Mexico: Local and landscape-scale effects. *Agroforestry Systems*, 377-393. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9558-9>

11. ANEXOS

Anexo 1. Correlogramas spline utilizados para evaluar la autocorrelación espacial en los datos de cada variable de respuesta. En cada correlograma se muestra el intervalo de confianza del 95% (área gris). Cuando el intervalo de confianza no superpone el cero existe autocorrelación espacial. Abundancia total de aves (a), riqueza total de aves (b), diversidad total de aves (c), abundancia de aves nativas (d), riqueza de aves nativas (e), diversidad de aves nativas (f), abundancia de aves migratorias (g), riqueza de aves migratorias (h), diversidad de aves migratorias (i) y abundancia de aves exóticas (j).



Anexo 2. Matriz de correlación de Spearman para las variables independientes evaluadas. Abreviaciones: altura total de plantas (ATL), abundancia de plantas (APL), riqueza de plantas (RPL); cobertura de cultivos (CU_250), edificaciones (ED_250), vegetación nativa (VN_250), vegetación seminatural (VS_250), nogales (NO_250) y suelo desnudo (SD_250).

	ATL	APL	RPL	CU_250	ED_250	VN_250	VS_250	NO_250
ATL								
APL	-0.51*							
RPL	-0.64*	0.41*						
CU_250	0.31	0.04	-0.59*					
ED_250	0.11	-0.49*	0.27	-0.54*				
VN_250	-0.76*	0.56*	0.68*	-0.49*	-0.09			
VS_250	0.33	-0.40*	-0.04	-0.32	0.52*	-0.36		
NO_250	0.42*	0.18	-0.45*	0.78*	-0.58*	-0.37	-0.21	
SD_250	-0.03	-0.28	0.33	-0.66*	0.68*	0.11	0.24	-0.61*

*p < 0.05

Anexo 3. Características de los sitios de muestreo de aves en la Vega de Metztlán, Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. La altura de las plantas corresponde al promedio de la altura de las plantas registradas en el sitio de muestreo de aves. Se presenta el promedio (\bar{X}) y la desviación estándar (DE).

Sitio	Altura de plantas (m)	Abundancia de plantas	Riqueza de plantas	Uso del suelo	Coordenadas	
					Norte	Oeste
1	3.04	67	16	Poco intervenido	20°28'56.8"	98°40'42.4"
2	4.26	33	5	Poco intervenido	20°29'34.8"	98°41'30.4"
3	4.74	31	10	Poco intervenido	20°29'35.2"	98°41'44.9"
4	4.60	25	15	Urbano	20°30'00.8"	98°41'41.1"
5	6.00	25	4	Agrícola	20°29'51.0"	98°42'11.6"
6	8.17	23	5	Agrícola	20°30'19.7"	98°42'07.0"
7	7.10	21	3	Agrícola	20°30'51.8"	98°43'01.9"
8	1.92	115	14	Poco intervenido	20°30'57.8"	98°43'12.0"
9	5.08	24	6	Agrícola	20°32'10.6"	98°43'33.7"
10	4.20	10	8	Urbano	20°32'58.9"	98°44'51.0"
11	3.51	60	11	Poco intervenido	20°34'17.4"	98°44'53.8"
12	3.81	44	14	Poco intervenido	20°34'37.7"	98°45'06.6"
13	6.31	13	5	Urbano	20°35'42.4"	98°45'47.9"
14	7.23	13	8	Urbano	20°35'32.2"	98°45'55.2"
15	4.72	18	2	Agrícola	20°35'50.4"	98°47'07.8"
16	5.40	23	10	Urbano	20°36'18.4"	98°47'09.2"
17	3.94	21	9	Urbano	20°37'12.1"	98°47'59.6"
18	4.03	18	8	Urbano	20°38'05.9"	98°48'26.1"
19	5.00	12	7	Urbano	20°38'36.4"	98°48'30.6"
20	5.64	19	5	Agrícola	20°38'23.5"	98°48'59.3"
21	5.40	20	2	Agrícola	20°38'29.3"	98°49'16.4"
22	4.36	11	9	Urbano	20°38'27.2"	98°49'38.8"
23	11.24	21	1	Agrícola	20°37'18.0"	98°50'12.9"
24	3.02	26	8	Poco intervenido	20°36'14.7"	98°49'31.8"
25	2.00	46	8	Poco intervenido	20°36'06.8"	98°49'11.8"
26	4.96	25	2	Agrícola	20°35'34.7"	98°47'13.0"
\bar{X}	4.99	29.38	7.50	-	-	-
DE	1.96	22.44	4.18	-	-	-

Anexo 4. Valores de los porcentajes de las coberturas analizadas en las áreas buffer de 250 m en cada sitio de muestreo. Abreviaciones: agua (AG), concreto (CO), cultivos (CU), suelo desnudo (SD), edificaciones (ED), vegetación nativa (VN), vegetación seminatural (VS), nogales (NO), pastizales (PA) y vías (VI). Se presenta el promedio (\bar{X}) y la desviación estándar (DE).

Sitio	AG	CO	CU	SD	ED	VN	VS	NO	PA	VI
1	0	0	5.82	0.43	0	84.79	0	7.48	0	1.47
2	0	0	6.28	4.85	0	77.55	0.99	6.47	2.33	1.53
3	1.32	0	24.21	0.33	0	44.31	10.53	16.10	0.94	2.25
4	0	0	18.18	9.11	13.78	51.70	0.46	4.13	0.44	2.21
5	0.92	0	69.96	1.93	0.48	0.59	8.40	14.81	0	0.46
6	0	0	39.42	3.69	4.48	30.17	0	20.23	0.12	1.90
7	0.98	0	77.06	0.51	0	5.45	5.72	10.27	0	0
8	0.69	0	33.58	0.63	0.53	49.29	6.66	8.61	0	0
9	1.64	0	72.62	2.27	1.30	0.39	6.32	14.95	0	0.52
10	0	0	3.96	16.16	12.80	57.56	6.12	0.91	0	2.49
11	0	0	0	8.06	1.23	90.71	0	0	0	0
12	0	0	17.48	12.62	0.03	61.41	0	6.72	0	1.74
13	0	6.83	0	17.15	44.35	0	20	0	0	11.66
14	0	3.55	3.40	28.27	29.03	0	10.86	0.73	10.38	13.77
15	0	0	88.54	0	0	0	0	9.84	0	1.62
16	0	0.66	17.65	8.73	13.50	2.01	12.22	4.62	37.53	3.08
17	0	0.28	0	8.23	5.69	42.98	18.30	0	22.17	2.34
18	0	2.40	18.20	2.84	14.48	34.97	8.23	6.06	6.47	6.35
19	0	6.14	13.85	1.47	9.28	48.31	7.25	0.89	8.16	4.64
20	0.55	0	84.23	0.94	0.06	0	0	12.70	0	1.53
21	0	0	75.97	2.88	0	0	0	18.35	0	2.80
22	7.84	0	8.90	21.16	20.06	13.73	15.39	3.64	5.52	3.76
23	1.64	0	65.53	0	0.33	0	11.68	18.62	0	2.18
24	0	0	19.55	1.19	0.98	75.33	0	1.60	0	1.35
25	0	0	43.93	3.68	0.23	44.81	0	2.30	3.50	1.55
26	2.99	0	73.57	1.16	0.04	0.89	9.56	10.24	0	1.54
\bar{X}	0.71	0.76	33.92	6.09	6.64	31.42	6.10	7.70	3.75	2.80
DE	1.64	1.88	30.88	7.41	10.87	31.07	6.18	6.44	8.48	3.26

Anexo 5. Variables de las comunidades de aves analizadas en la Vega de Metztlán para cada sitio de muestreo. Abreviaciones: abundancia (Abu), riqueza (Riq), diversidad (Div) y abundancia de aves exóticas (Abu Exo). Se presenta el promedio (\bar{X}) y la desviación estándar (DE).

Sitio	Comunidad total			Aves nativas			Aves migratorias			Abu Exo
	Abu	Riq	Div	Abu	Riq	Div	Abu	Riq	Div	
1	18	14	18.97	18	14	18.97	3	3	4.19	0
2	45	15	11.70	45	15	11.70	11	7	8.32	0
3	36	23	27.03	36	23	27.03	13	8	8.97	0
4	48	27	30.42	44	26	29.99	10	6	6.42	4
5	45	19	17.06	45	19	17.06	16	7	6.48	0
6	58	27	26.23	58	27	26.23	10	7	8.91	0
7	37	23	24.43	37	23	24.43	10	7	8.91	0
8	25	18	23.34	25	18	23.34	9	7	9.23	0
9	49	22	17.76	34	21	25.64	11	7	8.32	15
10	38	18	14.88	28	15	12.09	4	3	3.63	10
11	34	21	24.19	34	21	24.19	7	5	5.82	0
12	36	24	28.47	36	24	28.47	22	12	12.95	0
13	72	22	13.82	38	19	17.17	11	8	9.13	34
14	64	15	8.70	35	12	6.22	4	3	3.63	29
15	50	19	12.42	30	18	21.33	11	7	8.32	20
16	84	16	8.45	46	13	8.04	3	2	2.23	38
17	38	17	12.90	26	15	14.21	9	6	7.06	12
18	73	15	7.13	54	12	4.50	8	4	4.23	19
19	37	13	8.59	29	11	6.44	3	3	4.19	8
20	32	19	22.00	31	18	20.72	17	10	11.78	1
21	22	13	14.91	22	13	14.91	7	5	5.82	0
22	37	19	18.93	27	17	20.25	7	6	8.21	10
23	42	23	23.90	41	22	22.74	13	8	8.97	1
24	32	17	14.27	31	16	13.25	4	3	3.63	1
25	17	13	16.93	17	13	16.93	7	4	4.44	0
26	38	22	24.51	38	22	24.51	13	10	13.34	0
\bar{X}	42.58	19	18.15	34.81	17.96	18.47	9.35	6.08	7.20	7.77
DE	16.58	4.16	6.78	10.04	4.59	7.30	4.67	2.51	2.96	11.46

Anexo 6. Clasificación de los modelos candidatos para cada variable dependiente según el Criterio de Información de Akaike de segundo orden (AIC_c) y el peso de Akaike (w_i). ΔAIC_c es la diferencia entre el menor valor de AIC_c y el valor correspondiente del modelo. Variables independientes: altura total de plantas (ATL), abundancia de plantas (APL); cobertura de edificaciones (ED_250), vegetación nativa (VN_250), vegetación seminatural (VS_250) y nogales (NO_250).

Variable dependiente	Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	w_i
Comunidad total				
Abundancia	ED_250	213.26	0	0.35
	ED_250 + VN_250	213.28	0.02	0.34
	APL + ED_250	213.69	0.43	0.28
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	219.28	6.02	0.02
	VN_250	221.4	8.14	0.01
	ATL + APL	221.55	8.29	0.01
	VN_250 + VS_250 + NO_250	223.22	9.96	0.00
	Nulo	223.31	10.05	0.00
	NO_250	225.61	12.35	0.00
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	225.79	12.53	0.00
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	226.88	13.62	0.00
Riqueza	NO_250	150.44	0	0.35
	ATL + APL	151.31	0.87	0.23
	Nulo	151.38	0.94	0.22
	VN_250	153.47	3.03	0.08
	ED_250	153.94	3.51	0.06
	VN_250 + VS_250 + NO_250	155.81	5.37	0.02
	ED_250 + VN_250	156.23	5.79	0.02
	APL + ED_250	156.62	6.19	0.02
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	157.73	7.29	0.01
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	160.36	9.92	0.00
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	163.99	13.55	0.00
Diversidad	NO_250	174.63	0	0.28
	ED_250	175.48	0.86	0.18
	ATL + APL	175.79	1.16	0.16
	VN_250 + VS_250 + NO_250	176.71	2.08	0.10
	Nulo	176.83	2.2	0.09
	APL + ED_250	176.85	2.23	0.09
	ED_250 + VN_250	178.25	3.62	0.05
	VN_250	178.94	4.31	0.03
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	180.13	5.5	0.02
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	181.55	6.92	0.01
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	185.79	11.17	0.00
Aves nativas				
Abundancia	ATL + APL	195.2	0	0.47
	Nulo	197.25	2.04	0.17
	NO_250	197.72	2.52	0.13

	VN_250	198.94	3.74	0.07
	ED_250	199.1	3.9	0.07
	APL + ED_250	200.01	4.81	0.04
	ED_250 + VN_250	201.34	6.14	0.02
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	202.35	7.14	0.01
	VN_250 + VS_250 + NO_250	202.86	7.66	0.01
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	203.91	8.71	0.01
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	206.25	11.04	0.00
Riqueza	NO_250	153.01	0	0.61
	ATL + APL	156.47	3.46	0.11
	Nulo	156.54	3.53	0.10
	ED_250	157.95	4.94	0.05
	VN_250 + VS_250 + NO_250	158.06	5.05	0.05
	VN_250	159.02	6.01	0.03
	ED_250 + VN_250	160.4	7.39	0.02
	APL + ED_250	160.76	7.75	0.01
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	160.96	7.94	0.01
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	163.33	10.32	0.00
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	167.44	14.42	0.00
Diversidad	NO_250	177.35	0	0.47
	ED_250	179.4	2.05	0.17
	Nulo	180.63	3.28	0.09
	APL + ED_250	181.21	3.86	0.07
	ATL + APL	181.23	3.89	0.07
	VN_250 + VS_250 + NO_250	181.57	4.23	0.06
	ED_250 + VN_250	181.99	4.65	0.05
	VN_250	183.2	5.85	0.03
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	184.96	7.61	0.01
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	186.91	9.56	0.00
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	191.15	13.81	0.00
Aves migratorias				
Abundancia	NO_250	153.62	0	0.62
	Nulo	157.46	3.84	0.09
	ED_250 + VN_250	157.74	4.12	0.08
	ED_250	157.94	4.32	0.07
	VN_250	158.51	4.89	0.05
	VN_250 + VS_250 + NO_250	159.46	5.84	0.03
	APL + ED_250	160.49	6.87	0.02
	ATL + APL	161.07	7.45	0.02
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	162.51	8.89	0.01
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	166.55	12.93	0.00
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	170.53	16.9	0.00
Riqueza	NO_250	121.82	0	0.60
	Nulo	125.2	3.38	0.11
	VN_250	126.04	4.22	0.07
	ED_250 + VN_250	126.15	4.34	0.07
	ED_250	126.35	4.53	0.06
	VN_250 + VS_250 + NO_250	127.39	5.57	0.04
	ATL + APL	128.15	6.33	0.03
	APL + ED_250	129.14	7.32	0.02

	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	130.54	8.73	0.01
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	134.15	12.33	0.00
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	138.25	16.43	0.00
Diversidad	NO_250	130.84	0	0.54
	Nulo	133.7	2.85	0.13
	VN_250	134.53	3.69	0.09
	ED_250 + VN_250	134.61	3.76	0.08
	ED_250	134.82	3.98	0.07
	VN_250 + VS_250 + NO_250	136.34	5.5	0.03
	ATL + APL	136.64	5.8	0.03
	APL + ED_250	137.63	6.79	0.02
	ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	139.31	8.46	0.01
	ATL + APL + VN_250 + VS_250 + NO_250	142.68	11.83	0.00
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VS_250 + NO_250	146.68	15.84	0.00
Aves exóticas				
Abundancia	APL + ED_250	134.49	0	0.38
	ATL + APL	135.42	0.93	0.24
	ATL + APL + VN_250 + VL_250 + NO_250	135.90	1.41	0.19
	VN_250 + VL_250 + NO_250	137.02	2.53	0.11
	ATL + APL + ED_250 + VN_250 + VL_250 + NO_250	140.04	5.55	0.02
	ED_250 + VN_250 + VL_250 + NO_250	140.15	5.66	0.02
	ED_250	140.40	5.91	0.02
	NO_250	143.18	8.69	0.00
	Nulo	143.80	9.31	0.00
	ED_250 + VN_250	274.88	140.39	0.00
	VN_250	371.07	236.58	0.00