



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

BIOLOGÍA EVOLUTIVA

**Efectos del cambio de uso de suelo en los patrones de distribución de aves
migratorias en el centro de México**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

BIÓL. JESÚS ANGEL RODRÍGUEZ GARCÍA

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
(FACULTAD DE CIENCIAS- UNAM)**

COTUTOR DE TESIS:

**COMITÉ TUTOR: DR. IAN MACGREGOR FORS
(INSTITUTO DE ECOLOGIA A.C. -INECOL)
DR. OCTAVIO RAFAEL ROJAS SOTO
(INSTITUTO DE ECOLOGIA A.C. -INECOL)**

MÉXICO, Cd. Mx. Junio, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

BIOLOGÍA EVOLUTIVA

**Efectos del cambio de uso de suelo en los patrones de distribución de aves
migratorias en el centro de México**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

BIÓL. JESÚS ANGEL RODRÍGUEZ GARCÍA

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
(FACULTAD DE CIENCIAS- UNAM)**

COTUTOR DE TESIS:

**COMITÉ TUTOR: DR. IAN MACGREGOR FORS
(INSTITUTO DE ECOLOGIA A.C. -INECOL)
DR. OCTAVIO RAFAEL ROJAS SOTO
(INSTITUTO DE ECOLOGIA A.C. -INECOL)**

MÉXICO, Cd. Mx. Junio, 2016



OFICIO FCIE/DEP/331/2016

ASUNTO: Oficio de Jurado

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **11 de abril de 2016** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Biología Evolutiva** del (la) alumno (a) **RODRÍGUEZ GARCÍA JESÚS ÁNGEL** con número de cuenta **512024624** con la tesis titulada "**Efectos del cambio de uso de suelo en los patrones de distribución de las aves migratoria en el centro de México**", realizada bajo la dirección del (la) **DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA**:

Presidente: DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
Vocal: DR. LUIS ANTONIO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Secretario: DR. IAN MACGREGOR FORS
Suplente: DR. ERIC MELLINK BIJTEL
Suplente: DR. OCTAVIO RAFAEL ROJAS SOTO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria. Cd. Mx., a 2 de junio de 2016

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



AGRADECIMIENTOS

Por medio del presente agradezco primeramente al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT; Beca 440839), tanto por la beca para el grado de Maestría así como para la estancia en el extranjero (Simon Fraser University; Canadá). A los programas PAPIIT UNAM (2172212) y CONACyT (152060) que me apoyaron a mí y al grupo de trabajo para la realización de las salidas al campo

De igual forma, agradezco a mis asesores: el Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza, el Dr. Octavio Rafael Rojas Soto y el Dr. Ian MacGregor Fors por su apoyo y guía.

Los datos de puntos fueron obtenidos gracias a los curadores de las siguientes instituciones que permitieron el acceso a los especímenes que tienen a su cargo y que su georreferencia fue coordinada por el Biól. Alejandro Gordillo Martínez: Moore Laboratory of Zoology, Occidental College; Museum of Comparative Zoology, Harvard University; Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM); British Museum (Natural History); Louisiana State University Museum of Natural Science; Delaware Museum of Natural History; American Museum of Natural History; University of Michigan Museum of Zoology; Western Foundation of Vertebrate Zoology; Field Museum of Natural History; Bell Museum of Natural History, University of Minnesota; Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM; Museum of Vertebrate Zoology, University of California; University of Kansas Museum of Natural History; United States National Museum of Natural History; Universidad Michoacana San Nicolás de Hidalgo; Carnegie Museum of Natural History; California Academy of Sciences; San Diego Natural History Museum; University of California, Los Angeles; Cornell University Laboratory of Ornithology; Canadian Museum of Nature; Peabody Museum, Yale University; Muséum Nationale d'Histoire Naturelle, Paris; Los Angeles County Museum of Natural History; Florida Museum of Natural History; Royal Ontario Museum; Academy of Natural Sciences, Philadelphia; University of British Columbia Museum of Zoology; University of Arizona; Texas Cooperative Wildlife Collections; Forschungsinstitut Senckenberg, Frankfurt; Museum fur Naturkunde, Berlin; Museo de la Biodiversidad Maya, Campeche; Übersee-Museum, Bremen; Denver Museum of Natural History; Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino; Burke Museum, University of Washington, Seattle; Staatliches Museum fur Naturkunde, Stuttgart; Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid; Natuur historische Museum, Leiden; Muséum Nationale d' Histoire Naturelle, Genève; Museum Koenig, Bonn;

Museo della Specola, Università di Firenze; Museum Mensch und Natur, Munich; Museo di Storia Naturale, Genova; Russian Academy of Sciences, St. Petersburg; University Museum of Zoology, Cambridge; Fort Hays State College, Kansas; Manchester Museum, Manchester; Nebraska State Museum; Museo Civico di Storia Naturale, Milano; Iowa State University, Ames; Moscow State University Museum; Darwin Museum, Moscow; and Museo Federico Craveri, Bra.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca y apoyo a nivel de maestría (440839) así como para la realización de una estancia en el extranjero. A los integrantes del Posgrado de Ciencias Biológicas en todos sus niveles con cuya colaboración y apoyo se me ha permitido avanzar un paso más adelante en mi desarrollo profesional.

A los programas PAPIIT UNAM (2172212) y CONACyT (152060) que me apoyaron a mí y al grupo de trabajo para realizar las salidas al campo. A las autoridades de El Empalme Escobedo, Cuerámbaro, Jesús María, Ameca, Tizapán el Alto, Zinápecuaro, Tuxpán, Nochistlán de Mejía, León de Aldama, Querétaro y Guadalajara por las facilidades otorgadas para el desarrollo del trabajo de campo para mi tesis. De igual manera quiero expresar mis más sinceros agradecimientos a mi tutor y amigo Adolfo quien ha mostrado confianza en mí desde el inicio de este proceso y por el apoyo brindado en la medida de sus posibilidades. Me permito expresar mis más grandes agradecimientos y respetos a mis co-asesores Octavio e Ian, quienes me han tenido una increíble paciencia y han tenido la gran intención por guiar este proyecto, dirigiéndome y encausando mi camino al maravilloso mundo de la investigación.

A Cesar Ríos por todo su apoyo, guía y colaboración en las partes correspondientes a los Modelos de Nicho Ecológico, observaciones generales en el trabajo completo, discusiones filosóficas y científicas que fueron tan divertidas.

A las personas que me ayudaron en campo Fanny Rebón Gallardo, Arturo Olvera, Aura Puga Caballero, Jaime Castro Navarro, Diego Roldán Piña y Héctor Cayetano, gracias a los cuales aprendí mucho en cuanto a la identificación de aves.

A Alejandro Gordillo porque, a pesar de todas las rabietas que le hice pasar, siempre me apoyó en todos esos trámites administrativos que todo mundo odia y no sabe cómo hacer, por eso y por su extraña amistad.

A Rubén Ortega por su ayuda en los análisis en *Distance* y *EstimateS*. A Irela Rangel y Abraham García por sus apoyos técnicos de emergencia durante estos dos años.

A Amber Richmon por sus enseñanzas en el idioma inglés y su apoyo constante para ir mejorando aunque sea un poco.

A mis compañeros del museo con quienes he hecho amistad (Fanny, Aura, Marisol, Martha y Jaime), gracias por aceptarme en sus grupos y permitirme crecer con Uds.

A mi familia por su apoyo incondicional a lo largo de estos dos años, sin ellos hace rato que me hubiera vuelto loco.

A mis hermanas por esa energía que me transmiten, así como la psicosis que se transmite por ambas partes.

A mi hermano por ese cambio de perspectiva.

En especial a mis padres por su constante compañía, guía y cariño.

Índice

RESUMEN	4
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN	6
<i>La agricultura y sus efectos en las aves migratorias</i>	6
<i>La urbanización y sus efectos en las aves migratorias</i>	7
<i>Distribución geográfica de las aves</i>	8
<i>Aves migratorias del Bajío Mexicano</i>	9
OBJETIVOS	10
Objetivo general	10
Objetivos particulares	10
ANTECEDENTES	11
<i>Aves del Bajío Mexicano</i>	11
Justificación	13
METODOLOGÍA.....	15
<i>Área de estudio</i>	15
<i>Selección de especies</i>	19
<i>Puntos de ocurrencia de las especies a analizar</i>	19
<i>Variables climáticas y topográficas</i>	20
<i>Modelos de distribución de especies y distribución potencial</i>	21
<i>Trabajo de campo y comparación con los modelos</i>	24
<i>Similitud taxonómica y análisis de rango/abundancia</i>	27
<i>Evaluación de los mapas de distribución potencial en campo</i>	28
RESULTADOS	28
<i>Estimación de riqueza a partir de los modelos de distribución de especies</i>	28
<i>Modelos de distribución de especies considerando los diferentes usos de suelo</i>	29
<i>Descripción de las comunidades de aves</i>	32
<i>Riqueza de especies y densidad</i>	32
<i>Similitud taxonómica y análisis de rango/abundancia</i>	32
<i>Evaluación de los mapas de distribución potencial en campo</i>	38
DISCUSIÓN.....	40
<i>Modelos de distribución de especies</i>	40
<i>Evaluación de las comunidades de aves</i>	42

CONCLUSIONES 46
LITERATURA CITADA 47

Índice de figuras

Figura 1. Área de estudio.....	16
Figura 2. Vegetación potencial de los bosques secos del Bajío.....	17
Figura 3. Condiciones climáticas y topográficas en el área de estudio.	18
Figura 4. Meses que comprenden los conjuntos de coberturas, con base en los periodos que las aves en estudio pasan durante su distribución invernal en el Bajío.	23
<i>Cuadro 1.- Localidades muestreadas, estado al que pertenecen, cantidad de puntos realizados en la localidad y tipo de uso de suelo.</i>	<i>26</i>
<i>Cuadro 2.- Lista de especies, porcentaje de área modificada a partir de los modelos de distribución de especies y el uso de suelo y meses de presencia.</i>	<i>30</i>
Figura 5. Riqueza de especies a partir de los modelos de distribución de especies por familia y total en los escenarios sin considerar el cambio de uso de suelo y considerando el uso de suelo uso de suelo.....	34
Figura 6. Riqueza de especies calculada para los diferentes hábitats muestreados en la región del Bajío Mexicano	35
Figura 7. Índice de similitud taxonómica de Bray-Curtis de las comunidades de aves propias de los diferentes hábitats muestreados en el Bajío Mexicano.....	36
Figura 8. Pendientes rango/abundancia de aves canoras migratorias (Familias: Tyrannidae, Parulidae y Emberizidae).....	37
Figura 9.- Correlación entre el número de especies predichas por los MDE (x) y el número de especies observadas (y).....	39

RESUMEN

La transformación de ecosistemas por actividades antropogénicas ha tenido efectos diferentes sobre las poblaciones de aves migratorias. La respuesta a estos cambios ha sido ligada con las características biológicas de cada especie y fenómenos locales que las afectan o benefician. En el presente trabajo se analizó la distribución, densidad, riqueza y composición de algunas poblaciones de aves paserinas canoras migratorias en los bosques secos del Bajío, en el centro de México, realizándose modelos de distribución de especies considerando el uso de suelo actual. Utilizando modelos de nicho ecológico (ENM) se obtuvieron mapas de distribución de especies, analizando comparativamente dos escenarios: uno sin considerar las alteraciones por uso de suelo, y otro considerándolas. Producto de esta comparación, se encontró un porcentaje de reducción cercano al 40% de área potencial para la mayoría de las especies estudiadas en la región. También se realizaron evaluaciones en campo, donde los valores de riqueza y densidad obtenidos no mostraron diferencias significativas entre la mayoría de los diferentes usos de suelo pero sí, una composición con valores de similitud no mayor al 50%, sugiriendo que no son las mismas especies en cada uso de suelo y que algunas de ellas se han visto favorecidas con densidades superiores a las de otras especies. Los resultados obtenidos muestran que aunque existe pérdida de áreas de invierno por cambio de uso de suelo, las aves migratorias Neotropicales no difieren en algunas características ecológicas entre los diferentes usos de suelo evaluados.

Palabras clave: Aves migratorias neotropicales, uso de suelo, modelos de distribución de especies, densidad, riqueza de especies.

ABSTRACT

Ecosystem transformations by anthropogenic activities have had several effects on migratory bird populations. The response to these changes has been linked with the biological characteristics of each species and local phenomena which could affect or benefit them. In this work, we evaluate the distribution, density, richness and composition of some migratory Passerines songbirds in the Bajío dry forests ecoregion in central Mexico, performing an assessment of the potential distribution considering land uses types. Species distribution models (MDE in Spanish) were generated via Ecological Niche Models (ENM) and were estimated in to comparatively two scenarios: (1) without land use and (2) incorporating land use. About 40% of potential area were loss for most of the studied species in the region; contemplating a high efficiency in predicting the presence of species in the sites. Ecological field work was realized too, where the values of richness and density did not showed statistical differences among most of the land uses but with a similarity values no higher than 50% and statistical differences in rank/abundance test, suggesting different species presence in each land use and some of them have been benefited with higher abundances than in other sites. Our results suggest, although there are winter areas loss by land use changes, ecological plasticity of some species has provoked not ecological characteristics differences among the evaluated land uses.

Key words: Neotropical migratory birds, land use, distributional species models

INTRODUCCIÓN

La tendencia actual en la gran mayoría de los países de Latinoamérica es el reemplazo acelerado de paisajes naturales por tierras agrícolas y zonas urbanas, lo cual repercute negativamente en la diversidad y en los servicios ambientales que los sistemas naturales ofrecen (Wilcox y Soulé, 1980; Antrop, 2005). El cambio del uso de suelo, entendido como la transformación de la cobertura vegetal original por factores antropogénicos (Velázquez *et al.*, 2002) o incluso por factores globales como el cambio climático (Sillett *et al.*, 2000), es una de las mayores amenazas a la biodiversidad a nivel global. Dado que involucra no sólo la pérdida de cobertura vegetal (la cual ha sido asociada con la alteración de ciclos-procesos biogeoquímicos completos; Poeplau *et al.*, 2011), sino también la fragmentación de los ecosistemas naturales, dejando manchones de diversos tamaños y, en muchos casos, la discontinuidad y aislamiento de su biodiversidad (DeFries *et al.*, 2004; Hernández-Oria, 2007; Jetz *et al.*, 2007). Una de las posibles consecuencias ecológica de la fragmentación es la generación de parches aislados con características propias (e.g., microclimas, efectos de borde) donde la cantidad de individuos y especies que contienen varía de un parche a otro (Hovestadt *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2001; Velázquez *et al.*, 2002; Turner II *et al.*, 2002; Pereira *et al.*, 2003).

Globalmente, coexisten procesos económicos y sociales que convergen y causan una transformación acelerada de los ecosistemas. Desafortunadamente, tan sólo en México, 64% de los ecosistemas presenta diferente grado de deterioro y sólo el 36% restante, no presenta degradación aparente (INEGI, 2005). Desde el año 2000 y hasta el 2005 ha habido en México una pérdida promedio del 7.7% de los espacios naturales, debido al crecimiento de áreas de actividad antropogénica, como la agricultura y la urbanización, entre otras (Pineda-Jaimes *et al.*, 2008; Rosete-Vergés *et al.*, 2008; Berlanga-Robles *et al.*, 2010).

La agricultura y sus efectos en las aves migratorias

Las actividades agrícolas son de las principales actividades causantes del cambio del uso del suelo (Painter y Durham, 1995; Challenger, 1998). En México, cerca de 30 millones de hectáreas son tierras de cultivo activas (16% del total de la superficie) y 115 millones son

de agostadero (cerca de 50% de la superficie). Mientras que, por ejemplo los bosques y selvas apenas cubren 45.5 millones de hectáreas (24.26% de la superficie; INEGI, 2005). Una característica clave de la intensificación de la agricultura es la homogenización del hábitat, resultando en una reducción del número de especies de vida silvestre que mantiene. En los agroecosistemas, la composición vegetal es generalmente determinada por el productor, y esto puede ser descrito como "diversidad planificada" de los sistemas de cultivo (Flores y Gerez, 1994; Ortiz-Pulido *et al.*, 2000). De igual manera, este aspecto es un determinante de la biodiversidad total de las áreas de cultivo e influye en la composición y densidad de la biota asociada, afectando los procesos biológicos que se llevan a cabo entre las plantas y el suelo (Rodenhause *et al.*, 1992; Mateson *et al.*, 1997; Rodríguez-Ruiz *et al.*, 2011).

Se han relacionado declives poblacionales de aves con cambios producidos en las prácticas agrícolas durante las últimas décadas (Askins, 1993; Murphy, 2003; IUCN 2011). Aunque la información de cambios poblacionales de aves por prácticas agrícolas, es en general escasa en la región Neotropical (e.g., Bazzano *et al.*, 2002; Leveau y Leveau 2002; Blanco *et al.*, 2003), en algunas regiones del país y de Sudamérica, la superficie utilizada para cultivos durante el período 1960–1985 aumentó notablemente (Barsky *et al.*, 1988), sugiriendo un probable impacto en las poblaciones de aves migratorias (Pashley, 2000; Faaborg *et al.*, 2010), tanto en el número de especies como en el tamaño de las poblaciones. Paralelamente a la intensificación agrícola, las zonas con menor potencial agrícola de muchos países del Neotrópico, han sufrido un proceso de abandono de las actividades agropecuarias, el cual está ligado al éxodo demográfico de personas de las zonas rurales a las urbanas (Zamudio *et al.*, 1992; Maston *et al.*, 1997).

La urbanización y sus efectos en las aves migratorias

La urbanización es una perturbación antropogénica que amenaza a la biodiversidad a nivel mundial (Vitousek *et al.*, 1997, Marzluff *et al.*, 2001, McKinney, 2002). A pesar de que las áreas urbanas representan un porcentaje pequeño del planeta, las exigencias que éstas provocan al ambiente son elevadas (Wackernagel y Rees, 2013). Los cambios en densidad, y riqueza de la avifauna en zonas urbanizadas son evidentes y han sido estudiados con más

frecuencia, en la última década en México (MacGregor-Fors *et al.*, 2009; 2010; 2013; Carbó-Ramírez y Zuria 2011). Esos cambios han mostrado evidencias de la existencia de algunas especies que se han logrado aclimatar a esta perturbación (e.g., *Thraupis episcopus*, Rodríguez-Ruiz *et al.*, 2011; MacGregor-Fors *et al.*, 2010), aunque hay grupos de aves para los cuales el efecto de estas transformaciones produce respuestas menos evidentes (e. g., halcones, búhos y aves que anidan en cavidades; Andren, 1994). Estudios en otros países (e.g., Estados Unidos) sugieren que el efecto de las áreas urbanas en las poblaciones de aves depende del hábitat circundante (Marzluff, 2001), aunque hay evidencia que sugiere lo contrario (Clergeau *et al.*, 2006). Para poder establecer medidas de conservación en caso de ser requerido, es necesario cuantificar el efecto del patrón de asentamiento y entender cómo las poblaciones-comunidades responden ante el fenómeno de urbanización (Antrop, 2005). Algunos de los efectos más evidentes del crecimiento urbano sobre las aves, son entre otros: un beneficio para las especies granívoras, omnívoras, anidadoras de cavidades, insectívoras que incrementan sus índices de poblaciones (referencias), un aumento de especies no nativas (e.g., Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2011) y de aves que anidan en edificios (e. g., vencejos y golondrinas), mayor depredación de nidos, disminución o desaparición de especies que anidan a nivel del suelo (Grimm *et al.*, 2008; Marzluff, 2001), así como el incremento del efecto de borde, la proliferación de vegetación no nativa y especies exóticas (Marzluff, 2001). Esto ha sido observado de diferentes formas, épocas y regiones geográficas (Faaborg *et al.*, 2010)

Distribución geográfica de las aves

La distribución geográfica de las especies se ve influenciada por factores bióticos, históricos y ambientales (e.g., climáticos, topográficos, interacciones bióticas) que resultan más o menos importantes dependiendo de la escala espacial en la cual actúan (Faaborg *et al.*, 2010). Para estimar la distribución geográfica y medir el impacto de estas transformaciones en las poblaciones y especies se han usado diversas aproximaciones (e.g., modelos mecanísticos y modelos correlativos; Leibold, 1995; Peterson *et al.*, 2010). Un ejemplo de estos es el modelado de distribución de especies (MDE) a partir de modelos de nicho ecológico, que en los últimos años se han desarrollado a través de varios

algoritmos, algunos incluidos dentro de programas computacionales, por ejemplo Bioclim (Nix, 1986), GARP (Stockwell y Peters, 1999) y Maxent (Phillips *et al.*, 2004) y que se han convertido en herramientas útiles en biología de la conservación y ecología del paisaje (Peterson y Cohoon, 1999; Peterson *et al.* 2006; 2011).

Los MDE están basados en el concepto de nicho de Hutchinson (1957) y relacionan la información de presencia geográfica de las especies, con información ambiental, para obtener áreas de distribución geográfica y ecológica potencial de las especies (Peterson, 2001; Peterson *et al.*, 2002; Peterson *et al.*, 2011). Existen algunos ejemplos documentados del uso de los MDE para estimar la distribución geográfica de aves en ciertas regiones (e.g., Rojas-Soto *et al.*, 2008), su riqueza (e.g., Graham y Hijmans 2006) así como para medir la pérdida de áreas de distribución, como causa del impacto provocado por el cambio de uso de suelo, tanto en organismos residentes (córvidos, Peterson *et al.* 2006; psitácidos, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009) como en migratorios (Both *et al.*, 2006; Møller *et al.*, 2008).

Aves migratorias del Bajío Mexicano

“El Bajío”, región localizada en el centro de México, está contenida en los estados de Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Querétaro y Zacatecas (INEGI 2005). Se caracteriza por un crecimiento importante de sus áreas urbanas, así como por la presencia de 23% de las áreas agrícolas a nivel nacional (INEGI, 2005). Dentro de esta región se encuentra la ecorregión denominada bosques secos del Bajío (Fig. 1), la cual está rodeada por la Sierra Madre Occidental y por el Eje Neovolcánico Transversal (Olson *et al.*, 2001). El Bajío es un sistema biológico transformado, pero de importancia en el trayecto de las muchas aves migratorias neotropicales (AMN) en México (Howell y Webb, 1995). Sin embargo, la región ha sido poco estudiada y existen pocos datos de la respuesta de las aves en estos hábitats alterados (e.g., Zuria y Gates, 2006; Pineda-López *et al.* 2013). El Bajío presenta una gran cantidad de tipos de vegetación, donde puede ser encontrado, el bosque tropical caducifolio (BTC), que ocupa un 15% del Bajío y que ha sido severamente destruido en los últimos 40 años, en un nivel mayor que cualquier otro tipo de vegetación en el país

(Maass, 1995; McNeely, 2003; INEGI, 2005). Hacia 1970 se cuantificaban 290,455 km² de BTC a nivel nacional (Flores *et al.*, 1971), y hasta 1981 restaban 159,800 km² (Trejo, 1998). Para el año 2002, el Inventario Nacional Forestal (CONAFOR, 2007) señalaba 86,694 km² de BTC en una condición "primaria" y 100,909 km² en estado "secundario", representando las áreas de cultivo un 62% de la región, en un polígono reducido de la región (Zuria y Gates (2006)).

Durante las últimas tres décadas se ha dado especial importancia al efecto que tiene el uso de suelo en diferentes especies de aves, debido al acelerado cambio que se presenta alrededor del mundo. A pesar de ser un país con uno de los mayores índices de transformación en el uso de suelo en Latinoamérica (SEMARNAT 2005), México ha sido pobremente estudiado con respecto a sus vecinos del norte, sin mencionar que los estudios en aves son mínimos y, en algunas regiones, son prácticamente inexistentes, como ocurre con las aves migratorias.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar y analizar la distribución potencial, la diversidad y abundancia de las comunidades de tres familias de aves Passeriformes migratorias (Tyrannidae, Parulidae y Emberizidae) en diferentes usos de suelo en los bosques secos del Bajío Mexicano.

Objetivos particulares

- 1) Modelar la distribución potencial de 39 especies de aves migratorias a partir de variables bioclimáticas en la región del Bajío.
- 2) Modelar la distribución de las especies tomando en cuenta los escenarios de cambio de uso de suelo ocurridos en el Bajío Mexicano. Describir los patrones de riqueza de especies de las tres familias de aves migratorias a partir de los modelos de distribución de especies en ambos escenarios.
- 3) Obtener datos de campo que permitan estimar la riqueza, densidad y estructura de las comunidades de aves en el Bajío Mexicano.

4) Comparar los datos obtenidos a través de los modelos de distribución de especies con la información obtenida directamente en campo para determinar la eficacia de los modelos.

ANTECEDENTES

Aves del Bajío Mexicano

México alberga alrededor de 1150 especies de aves (Navarro-Sigüenza y Sánchez-González 2003; Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014). Este número de esta riqueza tiene dos elementos fundamentales con base en su estacionalidad: los residentes permanentes, los cuales se encuentran presentes todo el año y que representan 70% de la avifauna, y los residentes temporales, los cuales sólo se encuentran en el territorio durante alguna época del año y que integran aproximadamente el 30% restante (Navarro-Sigüenza *et al.*, 2009). Dentro del último grupo están las AMN, que son aquellas especies que se reproducen principalmente en Estados Unidos y Canadá durante el verano e invernan en México, Centroamérica, Sudamérica y las islas del Caribe (Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014). Para mantener las poblaciones estables, las AMN necesitan de hábitats adecuados tanto en las zonas de reproducción, como en las áreas invernales y en los sitios de paso (gran parte de estas dos últimas zonas se encuentra en los trópicos y subtrópicos) mientras realizan sus movimientos anuales.

Dentro de las áreas invernales y de paso, el Neotrópico ha sido objeto de las tasas de transformación de hábitats más altas en Norte América (Dodson y Gentry, 1991; DeGraaf y Rappole, 1995; Ceballos y Ehrlich, 2002), en esta región, enormes extensiones de ambientes naturales se han sido transformadas (Ceballos y Ehrlich, 2002; Primack, 2008).

Las aves, dada su facilidad para ser observadas, su estrecha relación con diferentes grupos biológicos, su relación con zonas geográficas y hábitats, la cantidad de antecedentes (Moreno *et al.*, 2007) tienen un potencial de uso como especies indicadoras para: evaluar la magnitud de perturbaciones antropogénicas, monitorear tendencias poblacionales de otras especies e identificar áreas de alta diversidad regional (Ceballos y

Valdelamar, 2000). Sin embargo, el concepto de especies indicadoras ha sido criticado por algunos autores (Landres *et al.*, 1988; Temple y Wiens, 1989; Whitacre 1997) quienes argumentan que ninguna especie por sí sola puede, sin fallar, indicar algo importante sobre la estructura ecológica, más bien son indicadores de algunos aspectos ambientales y sólo en conjunto, (aves y demás taxas) pueden ser consideradas indicadoras. Lo anterior es explicado dado la cantidad de factores que afectan la presencia y densidad de una especie, pudiendo resultar en ausencia de la misma en un hábitat óptimo, pero abundante en un hábitat de calidad pobre u otros resultados contra-intuitivos (Moreno *et al.*, 2007).

Por mucho tiempo, las AMN fueron estudiadas sólo en sus sitios de reproducción. Fue hasta finales de la década de los setenta que se reconoció la importancia de los sitios de invierno para estas especies (Keast y Morton, 1980, Faaborg *et al.*, 2010). Varios estudios han señalado el papel determinante que pueden jugar los sitios de invierno en la regulación poblacional de las aves migratorias, al demostrar una estrecha relación entre el declive de poblaciones con la pérdida de hábitats invernales (Robbins *et al.*, 1989; Rappole y McDonald, 1994; Sherry y Holmes 1996; Norris *et al.*, 2004). Al mismo tiempo, se ha mostrado la relevancia de la calidad de los sitios de descanso migratorio para el mantenimiento de las poblaciones migratorias (Hutto, 1998). Por ejemplo, el decremento de la densidad poblacional de algunas especies migratorias que anidan en huecos de árboles relacionada a la disminución de cobertura arbórea (Newton, 1994) y la relación entre fragmentación de hábitat y éxito de anidación de especies migratorias (Robinson *et al.*, 1995). Por lo anterior, se sugiere que cualquier periodo anual puede limitar las poblaciones migratorias, dependiendo de una gran cantidad de factores que repercutirán en la tasa de mortalidad y hábitos particulares de cada especie (Hutto, 1998).

El estudio del efecto que tienen las limitantes anteriores sobre las comunidades biológicas, en particular la avifauna neotropical, ha sido abordado por diferentes autores (e.g., Andrade y Rubio-Torgler, 1994; Daily *et al.*, 2001; Harvey y González-Villalobos, 2007), quienes señalan que las características del paisaje influyen en la presencia-ausencia, composición, densidad, movimientos y persistencia de las poblaciones de aves (Loman y Von Schantz, 1991, Robinson 1998, Villard *et al.*, 1999) o simplemente dificultando así la

permanencia de manera permanente de algunas especies (Gillespie y Walter, 2001) e inclusive facilitándola (Cerezo et al., 2009).

La estrecha relación existente entre algunas especies de aves y la estructura de la vegetación (incluidos los recursos asociados como el alimento o el refugio) puede ser buen indicador de la condición del ambiente (Brush y Stiles 1986; Holmes y Recher 1986; Holmes 1990) en un amplio espectro de hábitats (Da Silva et al., 1996, Fleishman et al., 2002, Gray et al., 2007, Arriaga-Weiss et al., 2008). De tal forma se evidencian que los efectos de la perturbación del hábitat dependen de varios factores, entre ellos; lugar, tiempo y duración que tenga la modificación (Morales-Pérez, 2002).

En otros casos, la cercanía geográfica y la composición vegetal que existe entre determinados ambientes, aunado a la capacidad de dispersión que tienen las aves, sugieren que las preferencias de hábitat son difíciles de evaluar. Sin embargo, la capacidad de uso y selección de hábitat de muchas especies de aves puede ser muy específica (Hutto, 1989; Morales-Pérez, 2002), ya que es conocido que las especies más vulnerables a la perturbación y fragmentación de hábitat son aquellas con mayores requerimientos de área, bajas densidades de poblaciones, relaciones biológicas estrechas con otras especies, baja capacidad de dispersión y bajas tasas de reproducción (Newmark, 1987, Didham, 1997; Lovejoy *et al.*, 1986; Lawrence, 1991). Además de las consecuencias debidas a modificaciones del hábitat, el efecto de fragmentación y ambientes secundarios cercanos, provocan una alta diversidad debido a la utilización de los recursos que existen en los lugares que han sido modificados, encontrándose que los éstos están dominados por especies generalistas y tolerantes a este tipo de ambientes (Loman y Von Schantz, 1991).

Justificación

En las últimas décadas, las transformaciones de los ecosistemas en México han sido más rápidas y extensas, más que en ningún otro periodo de la historia. Estas profundas transformaciones han impactado en las dinámicas de las poblaciones de varias especies, con efectos sin precedentes, procesos ambientales locales, regionales y con consecuencias

globales, acelerando la pérdida de la biodiversidad y propiciando el crecimiento de algunas poblaciones específicas (SEMARNAT 2008).

Dichas transformaciones han sido estudiadas recientemente, pero sólo en ciertas regiones y sólo con algunas especies, dejando incógnitas por resolver, como es el caso del Bajío Mexicano y las aves migratorias. El Bajío es una región de alto crecimiento económico que por añadidura, lleva una tasa alta de transformación de su uso de suelo (INEGI 2005) y cuyos datos sobre efectos en la biodiversidad son pocos o nulos.

Por su parte las aves migratorias que transitan por el Bajío son de suma importancia como indicadores de la salud de los ecosistemas (cómo todas las demás especies), pero en especial su estrecha relación con diferentes grupos biológicos, su relación con hábitats específicos y al ser un componente claramente visible de la diversidad biológica de los ambientes (Ceballos y Valdelamar, 2000; Moreno *et al.*, 2007; Faaborg *et al.*, 2010) las vuelve especialmente útiles como indicadores ecológicos. Por lo que conocer su distribución y comportamiento ecológico en diferentes usos de suelo, puede ser de gran ayuda para evaluar la magnitud de las transformaciones por acciones antropogénicas e incluso determinar los efectos de la condición del hábitat y posiblemente conocer la respuesta de estas a diferentes niveles de degradación (Ceballos y Valdelamar, 2000).

METODOLOGÍA

Área de estudio

El presente estudio se realizó en la zona central de México, abarcando la región económica El Bajío y dentro de ésta la ecorregión "Bosques Secos del Bajío (referida como El Bajío de aquí en adelante) (Olson *et al.* 2002; Fig. 1). Geográficamente, el Bajío se localiza dentro de la provincia de la Mesa Central, mientras que geológicamente se localiza en el Eje Neovolcánico Transversal (Rzedowski, 1966; 1991; Domínguez y Pérez-Ponce, 2009). Esta región alcanza altitudes cercanas a los 2000 m snm (Fig. 3) la temperatura promedio anual es menor a los 20°C con presencia de heladas, presentando en general un clima arido-semiárido, por las bajas precipitaciones (400-550 mm/año; Hijmans *et al.*, 2005; Hernández-Oria, 2007; Rzedowski y McVaugh, 1966). En cuanto a los tipos de vegetación, la región está mayoritariamente cubierta por matorral xerófilo, mezquital, táscate, bosque de pino-encino, bosque de encino, bosque de galería y bosque tropical caducifolio (Fig. 2), lo que ha sido considerado por algunos autores como "bosques secos de altura" (Olson *et al.*, 2002), o "bosque seco estacional" (Leopold, 1950; Miranda y Hernández-X, 1963; Flores *et al.*, 1971; Rzedowski, 1978 Gentry, 1995). A nivel mundial, es el bioma con la mayor superficie transformada (Lerdau *et al.*, 1991).

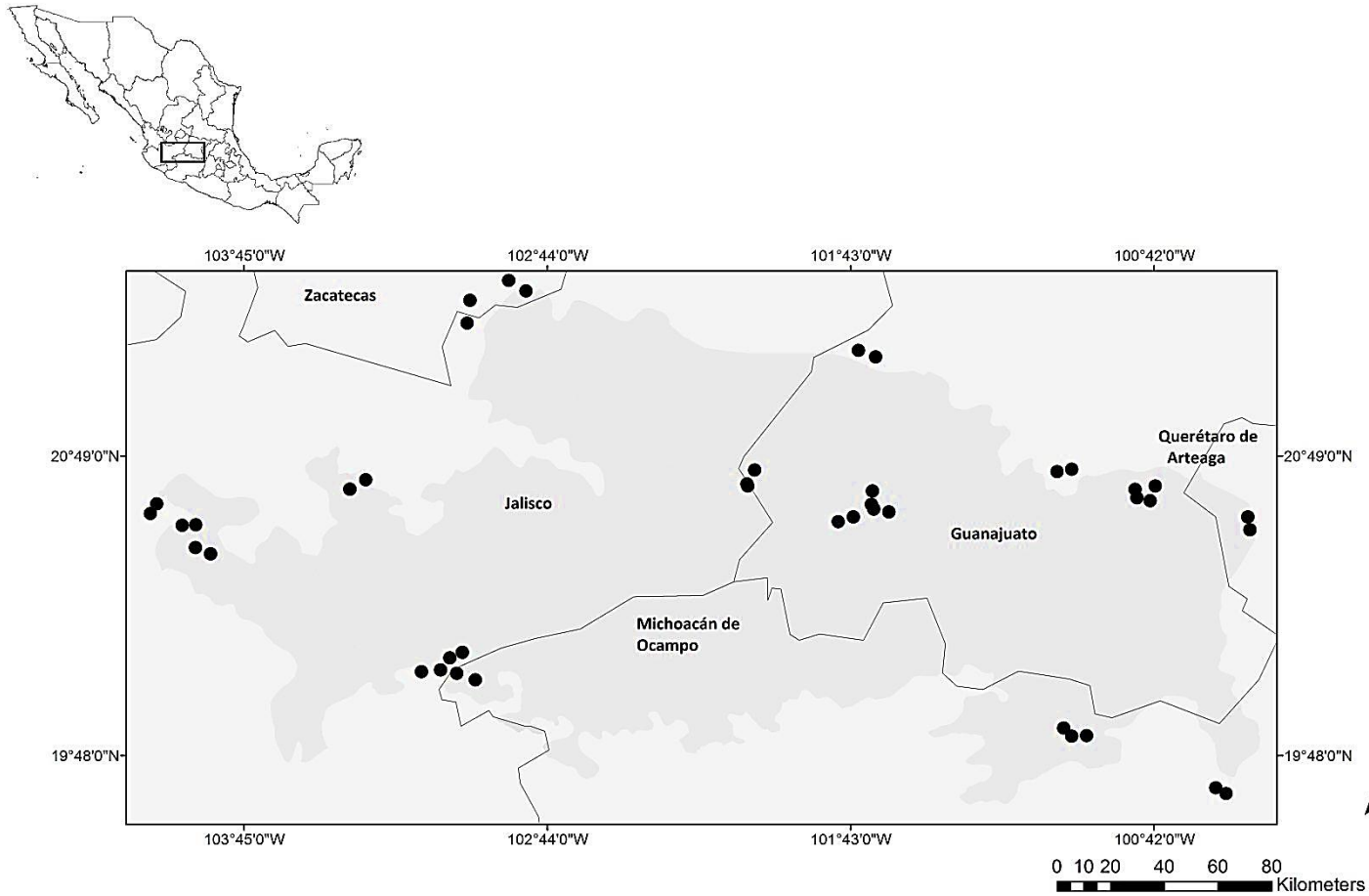


Figura 1. Área de estudio. En gris oscuro la ecorregión “Bosques secos del Bajío” Olson *et al.*, 2002). Los puntos negros representan los sitios donde se realizaron los puntos de conteo.

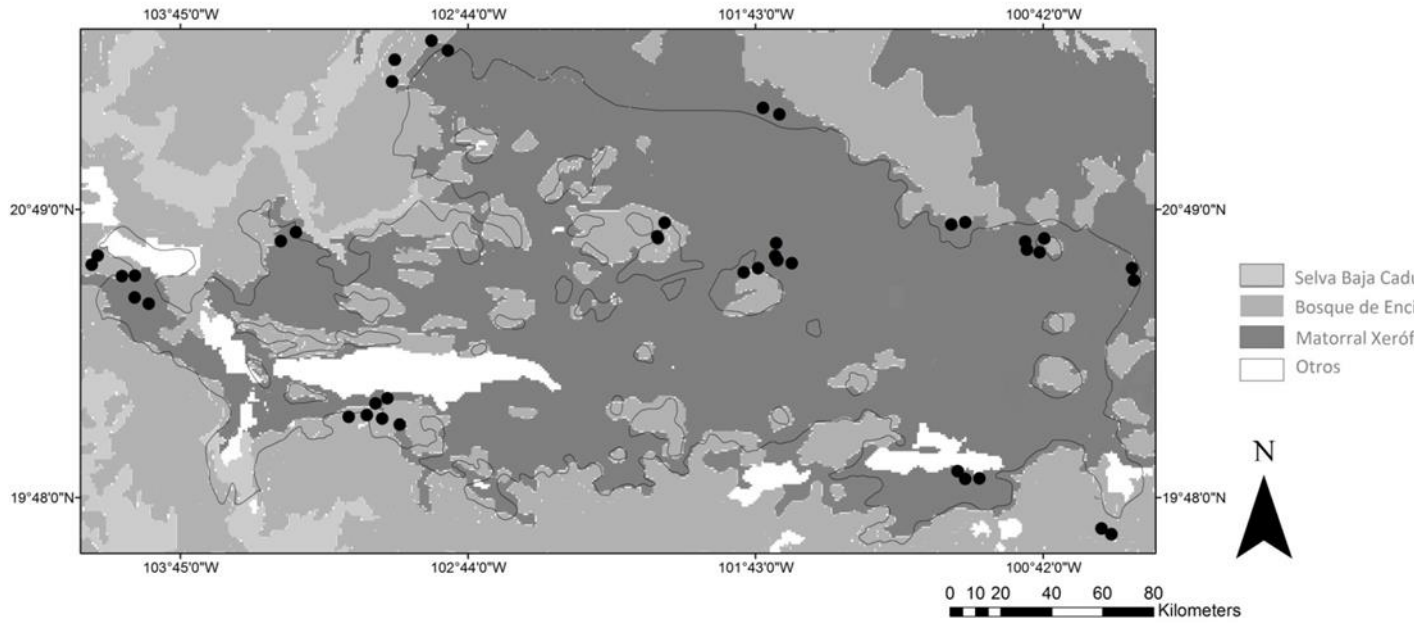


Figura 2. Vegetación potencial de los bosques secos del Bajío (en tonos de grises-Rzedowski 1978). La línea negra señala el límite de la ecorregión de los “Bosques secos del Bajío” (Olson et al. 2002).

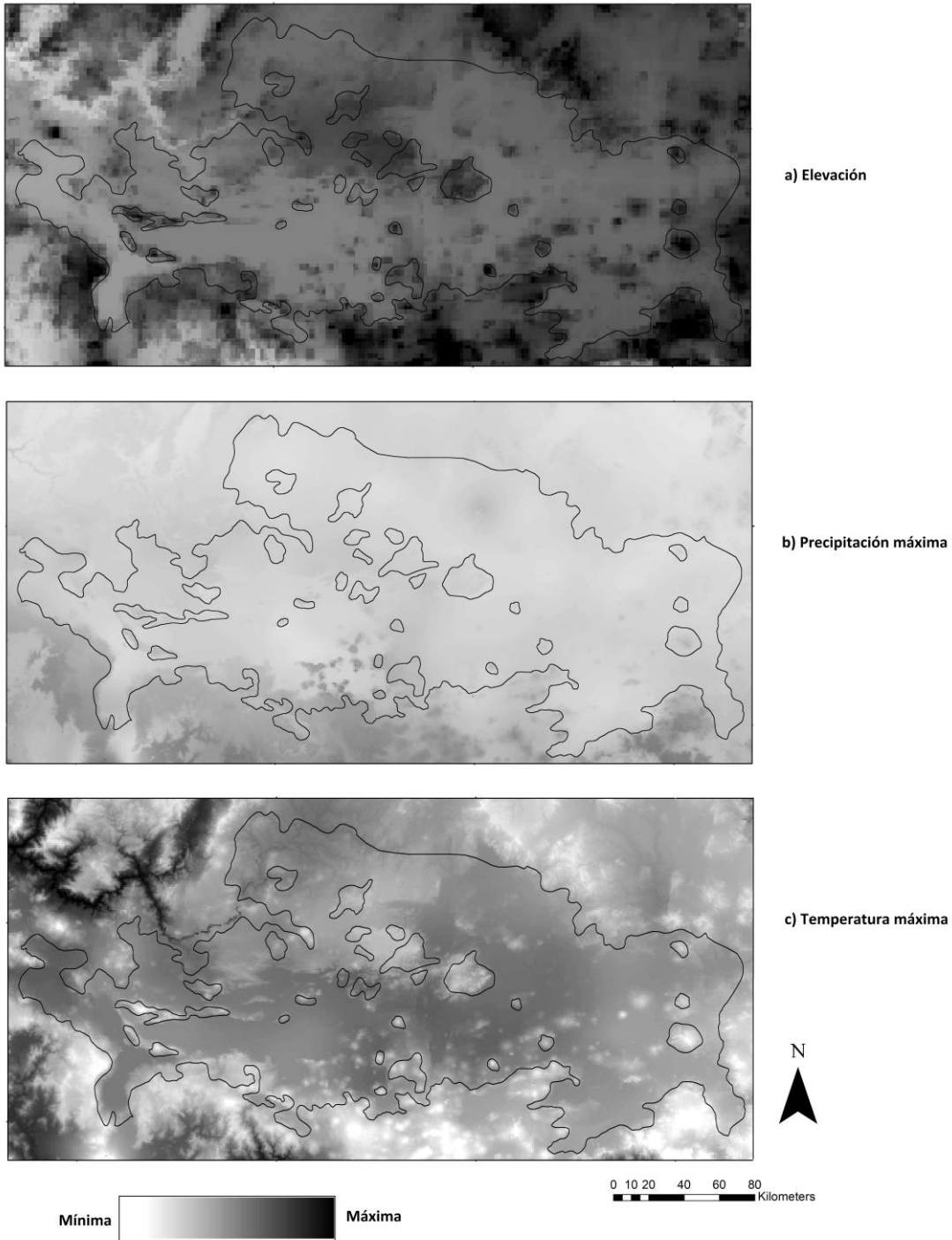


Figura 3. Condiciones climáticas y topográficas en el área de estudio. Extraído del proyecto Worldclim 1.4 (<http://www.worldclim.org>; Hijmans *et al.*, 2005). La línea negra corresponde a la ecorregión del Bajío. A) Elevación del área de estudio; B) Precipitación máxima promedio anual; C) Temperatura promedio anual.

Selección de especies

Se seleccionaron representantes de las familias Tyrannidae, Parulidae y Emberizidae por diversas razones. En conjunto, las tres familias incluyen especies que pueden ser indicadoras de diferentes hábitats y grados de perturbación que permitirían determinar el grado de afectación producido por los cambios de uso de suelo en el Bajío (al igual que otras tantas especies; Moreno *et al.*, 2007). Los papamoscas de la familia Tyrannidae están presentes en gran diversidad de hábitats, tanto sitios abiertos (como pastizales), así como ciudades y bosques cerrados, incluyendo una amplia gama de temperaturas y altitudes. Los chipes de la familia Parulidae se encuentran principalmente en zonas cerradas con requerimientos mayores de cobertura vegetal. Los gorriones de la familia Emberizidae granívoros en su mayoría, con requerimientos de áreas amplias que permitan estar en parvadas grandes y mixtas (Ceballos 2000; Howell y Web 1996). En total fueron seleccionadas 39 especies (Cuadro 1). Además, para la selección de especies se consideró: 1) que las especies tuvieran distribución invernal en el centro de México; 2) que tuvieran patrones de migración sin traslape entre en la distribución invernal y reproductiva; 3) que se contara con un número de registros suficiente (al menos 15 registros espacialmente únicos en el periodo de septiembre a abril); y 4) que contaran con información bibliográfica disponible de presencia o ausencia en diferentes tipos de uso de suelo (Peterson *et al.*, 2006).

Puntos de ocurrencia de las especies a analizar

Para la elaboración de los MDE fue necesario contar con datos de ocurrencia de las especies de aves seleccionadas, los cuales se obtuvieron del Atlas de las Aves de México (Peterson *et al.*, 1998, Navarro-Sigüenza *et al.*, 2003) y se complementaron con registros de diferentes colecciones científicas obtenidos a través del portal de la Global Biodiversity Information Facility (<http://www.gbif.org/>). Los registros históricos sin coordenadas geográficas pero con información precisa de la localidad, fueron georreferenciados utilizando gaceteros en línea y se descartaron todos aquellos registros que no contaran

con fechas, que fueran anteriores a 1950 y aquellos que fueran geográficamente duplicados (siguiendo los criterios de Peterson *et al.*, 2006).

Variables climáticas y topográficas

Además de la información de los registros de las especies, la elaboración de los modelos de distribución de especies requiere de información geográfica y climática para caracterizar el nicho ecológico de las especies. Para esto se utilizaron variables climáticas con información mensual, temperatura máxima (t_{max}), temperatura mínima (t_{min}) y precipitación (prec) del proyecto WorldClim 1.4 (<http://biogeo.berkeley.edu/worldclim/worldclim.htm>; Hijmans *et al.*, 2005) con una resolución de 0.0083 grados ($\sim 1 \text{ km}^2$), siendo estas coberturas las más apropiadas para periodos invernales. Para complementar la información climática se utilizaron las variables topográficas de pendiente y altitud, provenientes del proyecto Hydro-1K (USGS, 2001) (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/index.asp>).

Usando la información de cada una de las especies, se crearon las coberturas de variables climáticas que posteriormente fueron usadas para realizar los modelos de distribución de especies de acuerdo con los siguientes pasos y conforme con los criterios de Nakazawa *et al.*, (2004):

1. Usando los meses de invierno con mayor número de registros, el calendario de migración reportado (AOU, 2012) y observaciones en el área de estudio, se delimitaron los meses de permanencia (periodo invernal) de cada especie en la región del Bajío.
2. Por cada variable (temperatura máxima, temperatura mínima y precipitación), se formaron grupos de las coberturas concernientes a los meses de permanencia (rango de octubre a mayo; Figura 4)
3. En cada grupo de coberturas, se usó la función matemática de ArcGis 10 para generar una cobertura única con las características principales del conjunto de meses, por cada variable mencionada. En otras palabras, si la variable es

temperatura mínima, del conjunto de coberturas de meses se seleccionó en el mismo espacio geográfico (píxel) el valor con la temperatura menor, siguiendo el mismo proceso en los puntos restantes.

Los meses se seleccionaron para coincidir de la mejor manera, con los periodos en que las especies se encuentran en el área como parte de su distribución invernal.

Modelos de distribución de especies y distribución potencial

Se generaron MDE con la finalidad de obtener mapas potenciales de distribución. Se utilizó el programa DesktopGarp ver. 1.1.6 (<http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp/>) y para cada especie se realizaron 100 modelos considerando 50% de los datos puntuales como datos de entrenamiento y el resto como de evaluación. Los modelos se generaron considerando un límite de convergencia de 0.001 o un máximo 1000 iteraciones. A partir de los 100 modelos obtenidos se seleccionaron los 10 mejores modelos ("best subsets") de acuerdo con lo sugerido por Anderson *et al.* (2003), tolerando un grado de omisión de hasta el 15% y un grado de comisión moderada (GARP). La suma de estos mejores modelos fue lo que se utilizó como modelo de predicción para los análisis posteriores. A partir de la distribución potencial de cada especie, se construyó un mapa de riqueza total mediante la suma de cada uno de ellos (tanto por familia como para el total de las especies).

Posteriormente, siguiendo los criterios mencionados por Peterson *et al.* (2006) en los que se explica la validez en la comparación de eventos de diferentes tiempos, se emplearon las clasificaciones de uso de suelo de los inventarios nacionales forestales de 1996 y 2000 así como la Información de uso del suelo y vegetación INEGI serie III (INEGI, 2005), siendo esta información la más actualizada con la que se contó. Los usos de suelo fueron clasificados como: vegetación primaria, uso agrícola-pecuario y áreas urbanizadas. Estas se usaron para eliminar los sitios que, con base en información obtenida de la literatura, colecciones científicas e información de campo actualizada, no eran adecuadas para la presencia de las especies de acuerdo a las características biológicas propias de cada una (Peterson *et al.*, 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009). Las áreas de

distribución potencial de cada especie con y sin modificación antropogénica de hábitat, fueron medidas y comparadas en un sistema de información geográfica (ArcMapGis 10.0), para obtener las proporciones de pérdida de área potencial predicha.

Los cambios en las áreas de los MDE, debidos a los cambios en el uso de suelo, siguieron los supuestos expuestos por Peterson *et al.* (2006): (1) Se asume que el tamaño del píxel usado es el adecuado dimensionalmente para la especie y supone no debe de ser una limitante en la comparación con otras especies; (2) la resolución del conjunto de datos de cobertura de suelo empleado es suficiente como una representación de la presencia o ausencia real de la población; (3) la clasificación de la cobertura terrestre empleada permite la extrapolación y la comparación entre diferentes periodos de tiempo.

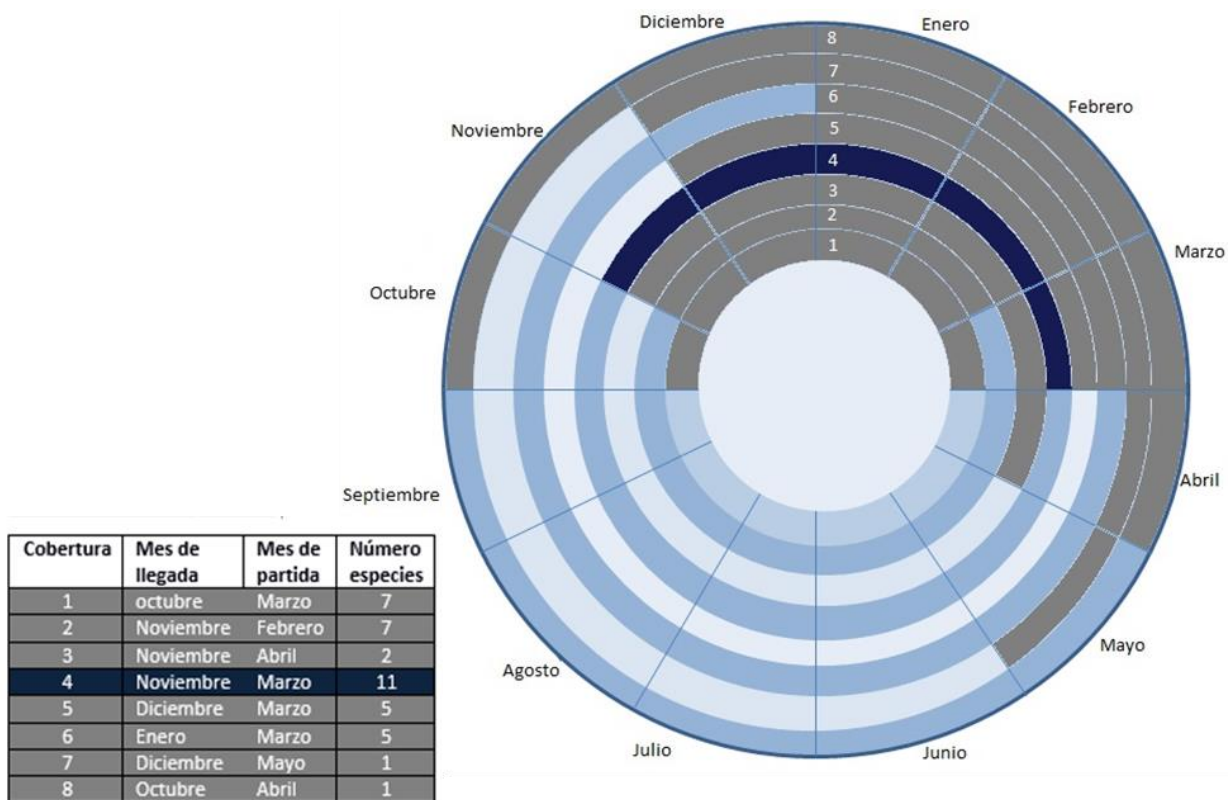


Figura 4. Meses que comprenden los conjuntos de coberturas, con base en los periodos que las aves en estudio pasan durante su distribución invernal en el Bajío. Números: cobertura (mes de llegada al área de estudio y mes de partida). En azul se muestra el periodo invernal con mayor presencia potencial de especies, en gris los demás períodos.

Trabajo de campo y comparación con los modelos

Para evaluar las diferencias y similitudes entre los diferentes tipos de uso de suelo en campo, se analizaron la riqueza, densidad y abundancia de las especies seleccionadas durante el periodo de octubre de 2012 a febrero de 2013. Para evaluar la riqueza y abundancia relativa de AMN en la región, se utilizaron puntos de conteo de radio indeterminado (Ralph *et al.*, 1996). Los datos que se registraron durante el muestreo de aves fueron: (1) especie, (2) número de individuos y (3) distancia radial a la que se encontraban los individuos observados y escuchados (distancia medida con un telémetro láser [Bushnell Pro Sport 450]). La distribución de los puntos de conteo en la zona de estudio se hizo de modo que abarcara sitios con los siguientes criterios: (1) lugares poco muestreados, con base en Atlas de Aves de México; (2) respuesta de factibilidad de trabajo por parte de las autoridades correspondientes; y (3) condiciones de seguridad en el área, siendo esta última lo que determinó que algunos puntos se encontrarán fuera del Bajío de Olson (2002).

Los puntos de conteo (Cuadro 1) se realizaron en un horario de 7:00 a 11:00 horas y fueron llevados a cabo por cinco personas en dos equipos, considerándose solo los registros de los que se tuviera certeza su identificación (Cuadro 1). Se llevaron a cabo 393 puntos de conteo en 20 sitios (entre 11 y 40 puntos por sitio – Figura 1, Cuadro 2). En cada punto de conteo se hicieron observaciones por 5 minutos y se consideró una distancia mínima de 250 metros entre cada uno. Cada punto de conteo fue clasificado dependiendo del tipo de uso de suelo observado y comparados con los registros del INEGI (2005) como: área urbana arbolada, área agrícola, bosque de encino (*Quercus* sp.), matorral xerófilo, remanente de selva baja caducifolia y bosque de galería. Dada la cantidad baja de puntos de conteo de los últimos dos tipos de vegetación (no llegando a 40 puntos aun en conjunto) se decidió trabajar estos como un solo grupo en análisis posteriores, de igual forma se seleccionaron 33 puntos al azar para realizar las comparaciones entre los grupos en los siguientes análisis, para tener un esfuerzo de muestreo balanceado y comparable con robustez estadística en las pruebas subsecuentes. Con base en el registro del INEGI

(2005), los hábitats fueron muestreados proporcionalmente, siendo las áreas urbanas las de menor muestreo (por ser las de menor dimensión) y los bosques de encino las de mayor número de puntos realizados (por ser las de mayor tamaño; Cuadro 2). Los puntos de conteo para áreas urbanas se realizaron en las ciudades más grandes del Bajío (dentro de algunas avenidas arboladas en el centro de las poblaciones, así como de parques dentro de la ciudad) mientras que las áreas agrícolas fueron muestreadas en los caminos existentes entre campos agrícolas.

Cuadro 1.- Localidades muestreadas, estado al que pertenecen, cantidad de puntos realizados en la localidad y tipo de uso de suelo.

Localidad	Municipio	Estado	Cantidad de puntos	Uso de suelo	Latitud	Longitud	
Empalme Escobedo	Comonfort	Guanajuato	16	Matorral xerófilo	20.70302	-100.76424	
Bosque los corrales			30	Bosque de encino	20.77087	-100.97588	
El platanal	Cuerámara		11	Bosque de galería	20.60934	-101.70789	
Cuerámara			30	Área agrícola	20.636519	-101.63946	
Cerro del fuerte			30	Bosque de encino	20.55224	-101.65443	
Leon de Aldama	León de Aldama		11	Área urbana	21.174621	-101.69051	
Josefino de Allende	Jesús Maria		Jalisco	34	Área agrícola	20.72111	-102.06429
Antonio matute	Ameca			11	Área agrícola	20.5813	-103.9561
Las pilas				30	Área agrícola	20.62102	-104.06328
La querencia				20	Selva baja caducifolia	20.50582	-103.91161
Tizapán	Tizapán el Alto	31		Área agrícola	20.0908	-103.09111	
Guadalajara	Guadalajara	11	Área urbana	20.703989	-103.39485		
Zinapécuaro de figueroa	Zinapécuaro	Michoacán	25	Área agrícola	19.86713	-100.92622	
Puerto del obispo	Tuxpan	11	Área agrícola	19.67044	-100.45903		
Santiago de Querétaro	Santiago de Querétaro	Santiago de Querétaro	11	Área urbana	20.609073	-100.386472	
Santa Rita	Nochistlán de Mejia	Zacatecas	30	Matorral xerófilo	21.41162	-102.86241	
B. Colorado-cruces			40	Bosque de encino	21.3444	-102.99219	
Santa Rita			11	Matorral xerófilo	21.38063	-102.18691	

Para calcular la densidad de aves (individuos por hectárea) se utilizó el programa Distance 6.0 (Thomas *et al.*, 2010), que calcula la probabilidad de detectar un individuo al incrementar la distancia entre el observador y el ave (Buckland *et al.*, 2001). Para contrastar los valores de riqueza de especies entre los bosques nativos, áreas agrícolas y urbanas, se usaron los análisis de rarefacción, calculando la expectativa estadística de

riqueza de especies y sus intervalos de confianza por hábitat en el programa EstimateS (Sobs [Mao Tau] \pm 95% IC; Colwell, 2013), este permite hacer comparaciones de riqueza de especies entre dos hábitats con una abundancia similar (Magurran, 2004). Para determinar si los valores de densidad y riqueza eran diferentes, se compararon los intervalos de confianza (IC) al 84% arrojados por el programa, en caso de que dichos IC no se traslaparan, serían considerados como diferencias estadísticamente significativas con un valor de $\alpha < 0.01$ (e. g. Payton *et al.*, 2003; MacGregor-Fors y Payton, 2013) y se habla de diferencias en riqueza o densidad entre los usos de suelo comparados. Del total de puntos de muestreo obtenidos, se realizó una selección al azar de 33 puntos (n=33 igual a los puntos hechos en área urbana, - grupo con menos puntos -) para realizar las pruebas restantes, dando así igualdad para la comparación entre usos de suelo

La comparación de estructura de comunidades entre los diferentes uso de suelo, se realizó a través de curvas de rango/abundancia de las comunidades de aves (Whittaker plots) de acuerdo con Magurran (2004). Esta representación gráfica permite hacer inferencias acerca de la repartición de recursos dentro de las comunidades en diferentes hábitats y mostrar gráficamente las diferencias entre la diversidad de dos comunidades. Después de la transformación Log_{10} de los valores de abundancia que permite que sean realmente comparables (Log_{10}), se llevó a cabo un análisis de covarianza (ANCOVA por sus siglas en inglés) para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas en la pendiente entre las curvas de rango/abundancia (Magurran, 2006).

Similitud taxonómica y análisis de rango/abundancia

Para evaluar la similitud entre los hábitats, se evaluaron las diferencias en la composición de especies entre los hábitats, a través del cálculo de distancias Bray-Curtis, la cual mide las diferencias en composición y resumen la variación calculando una sola distancia estadística. Particularmente, la distancia ecológica de Bray-Curtis calcula las diferencias de abundancia por especie y la matriz resultante puede ser observada como un dendrograma (McAleece *et al.*, 1997).

Evaluación de los mapas de distribución potencial en campo

Para evaluar la efectividad de predicción de los modelos de distribución potencial se usaron los registros obtenidos en campo. Se buscó encontrar correlación (Nieves-Hurtado y Domínguez-Sánchez, 2010) entre la presencia de especies en estudio durante los censos (y) y su predicción en el lugar de presencia por parte de los modelos de distribución de especies (x). Para la realización de la prueba, se tomó cada uno de los sitios donde fueron realizadas las visitas en campo, los cuales fueron ubicados dentro de un pixel de los mapas de distribución potencial. Posteriormente se graficó la cantidad de especies predichas en cada píxel (siendo estas las x) y la cantidad de presencias en dicha área geográfica (y). Al finalizar se realizó la prueba de correlación lineal en SPSS siguiendo a Nieves-Hurtado y Domínguez-Sánchez (2010).

RESULTADOS

Estimación de riqueza a partir de los modelos de distribución de especies

Se obtuvieron los modelos de distribución de especies de las 39 especies seleccionadas. Todos los modelos tuvieron un poder de predictivo aceptable por arriba del 87%. A partir de estos se obtuvieron los mapas de riqueza por familia y a nivel general al sumar las distribuciones obtenidas para cada especie (Fig. 5). Para la familia Tyrannidae, la riqueza se concentró en el centro y oeste del Bajío, mostrando valores de hasta seis especies. Por otro lado la familia Parulidae mostró la mayor concentración de riqueza en el suroeste del Bajío con un número de especies superior a 17 y disminuyendo hasta tres en el norte. Por su parte la familia Emberizidae, concentró una riqueza de casi el total de las 11 especies en toda el área de estudio. La riqueza total (las tres familias en conjunto) se concentró en el sur-oeste con cerca de 25 especies y en la parte centro un número circundante a 15 concentrándose principalmente en las cercanías del lago de Chapala y disminuyéndose hacia el norte, como en los primeros dos grupos mencionados (Figura 5).

Modelos de distribución de especies considerando los diferentes usos de suelo

A partir de los MDE, y después de que fueron eliminadas las zonas correspondientes a los diferentes tipos de uso de suelo en los que las especies no han sido reportadas en la literatura, se realizó la estimación de los porcentajes de transformación (antes de integrar el uso de suelo y posteriormente de integrar el uso de suelo) por cada especie (Cuadro 2). Con esta información se puede observar gráficamente el comportamiento del área potencial que corresponde a cobertura vegetal primaria y modificada (Fig. 5). En cada familia los resultados fueron diferentes ya que dependieron de los patrones de riqueza, mencionados anteriormente. La familia Tyrannidae mostró una reducción promedio del 29% de su distribución potencial, que se presenta principalmente en las áreas contiguas al lago de Chapala. Mientras los miembros de la familia Parulidae fueron los más afectados por el uso de suelo agrícola-pecuario principalmente, mostrando una reducción mayor al 40%. Finalmente, la familia Emberizidae son los que han sido más afectados por las áreas urbanas correspondiendo hasta un 26.5% de la distribución en hábitat modificado.

Cuadro 2.- Lista de especies, porcentaje de área modificada a partir de los modelos de distribución de especies y el uso de suelo y meses de presencia.

Familia	Especie	Nombre común	Porcentaje de área transformada al integrar uso de suelo	Meses de invierno
Tyrannidae	<i>Empidonax hammondii</i>	Mosquero de Hammond	60.01	enero-marzo
Tyrannidae	<i>Empidonax oberholseri</i>	Mosquero oscuro	60.88	enero-marzo
Tyrannidae	<i>Empidonax wrightii</i>	Mosquero gris	6.25	enero-marzo
Tyrannidae	<i>Sayornis phoebe</i>	papamoscas fibí	1.26	noviembre-febrero
Tyrannidae	<i>Sayornis saya</i>	papamoscas llanero	7.84	noviembre-febrero
Tyrannidae	<i>Myiarchus cinerascens</i>	Papamoscas cenizo	0	noviembre-febrero
Tyrannidae	<i>Tyrannus verticalis</i>	tirano pálido	33.69	enero-marzo
	Porcentaje promedio de área reducida por familia		24.27	
Parulidae	<i>Seiurus aurocapilla</i>	chipe suelero	39.24	octubre-marzo
Parulidae	<i>Parkesia motacilla</i>	chipe charquero	92.57	noviembre-febrero
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	chipe arroyero	6.067	noviembre-abril
Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador	2.65	octubre-marzo
Parulidae	<i>Oreothlypis celata</i>	chipe corona anaranjada	59.43	noviembre-marzo
Parulidae	<i>Oreothlypis crissalis</i>	chipe crisal	67.77	diciembre-mayo
Parulidae	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	chipe de coronilla	61.45	diciembre-marzo
Parulidae	<i>Oreothlypis luciae</i>	chipe rabadilla rufa	34.38	noviembre-marzo
Parulidae	<i>Oreothlypis virginiae</i>	Chipe de Virginia	63.76	noviembre-marzo
Parulidae	<i>Geothlypis tolmiei</i>	Chipe Tolmie	2.76	diciembre-marzo
Parulidae	<i>Setophaga citrina</i>	Chipe encapuchado	75.87	octubre-marzo
Parulidae	<i>setophaga ruticilla</i>	chipe flameante	0.94	octubre-marzo
Parulidae	<i>Setophaga palmarum</i>	Reinita playero	0	octubre-marzo
Parulidae	<i>Setophaga coronata</i>	Chipe coronada	0	diciembre-marzo
Parulidae	<i>Setophaga virens</i>	chipe dorso verde	52.16	diciembre-marzo
Parulidae	<i>Setophaga nigrescens</i>	chipe negro gris	0	noviembre-marzo
Parulidae	<i>Setophaga townsendi</i>	chipe negro amarillo	67.86	noviembre-febrero
Parulidae	<i>Setophaga occidentalis</i>	chipe cabeza amarilla	70.23	noviembre-febrero
Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i>	chipe corona negra	93.44	noviembre-marzo
Parulidae	<i>Cardellina rubrifrons</i>	chipe cara roja	96.62	octubre-marzo
Parulidae	<i>Icteria virens</i>	Buscabreña	41.57	enero-marzo
	Porcentaje promedio de área reducida por familia		44.48	
Emberizidae	<i>Pipilo chlorurus</i>	toquí cola verde	7.77	octubre-abril
Emberizidae	<i>Peucaea cassinii</i>	zacatonero de Cassin	63.73	diciembre-marzo

Familia	Especie	Nombre común	Porcentaje de área transformada al integrar uso de suelo	Meses de invierno
Emberizidae	<i>Spizella pallida</i>	gorrión pálido	11.58	noviembre-abril
Emberizidae	<i>Spizella breweri</i>	gorrión de Brewer	39.65	noviembre-marzo
Emberizidae	<i>Pooecetes gramineus</i>	gorrión cola blanca	7.54	noviembre-febrero
Emberizidae	<i>Chondestes grammacus</i>	Gorrión arlequín	0	noviembre-marzo
Emberizidae	<i>Calamospiza melanocorys</i>	gorrión ala blanca	39.44	noviembre-marzo
Emberizidae	<i>Ammodramus savannarum</i>	gorrión chapulín	46.81	noviembre-marzo
Emberizidae	<i>Melospiza lincolni</i>	Gorrión de Lincoln	0	noviembre-marzo
Emberizidae	<i>Melospiza georgiana</i>	gorrión pantanero	59.54	noviembre-marzo
Emberizidae	<i>Zonotrichia leucophrys</i>	Gorrión corona blanca	19.30	octubre-marzo
	Porcentaje promedio de área reducida por familia		26.85	

Las especies siguen como autoridad taxonómica (AOU 1998) hasta su última actualización (Chesser et al., 2014). Los nombres comunes son de acuerdo con Escalante (1996)

Descripción de las comunidades de aves

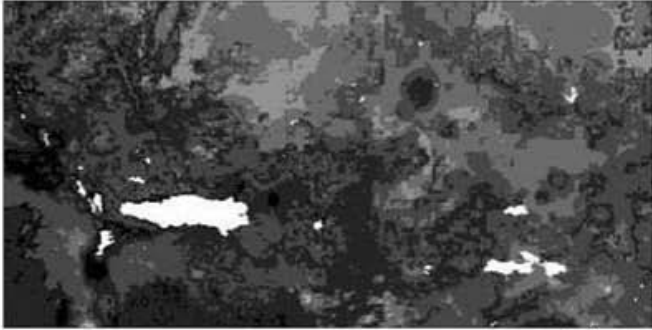
Durante el muestreo en campo se registraron un total de 29 especies de las 39 aves consideradas en los MDE. Del total de especies observadas solo se encontró una especie (*Geothlypis tolmiei*) bajo la categoría de amenazada en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Se encontraron: 24 especies en áreas agrícolas, 24 en bosques (encino y galería) y sólo 9 en áreas urbanas.

Riqueza de especies y densidad.

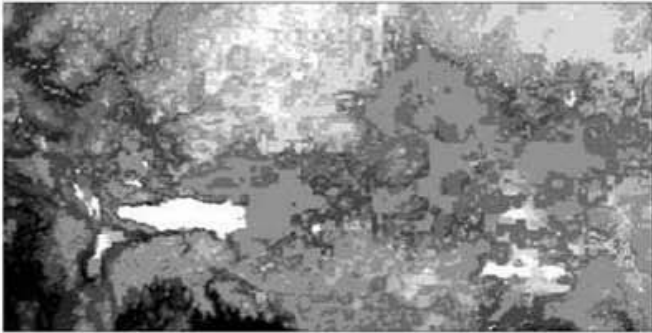
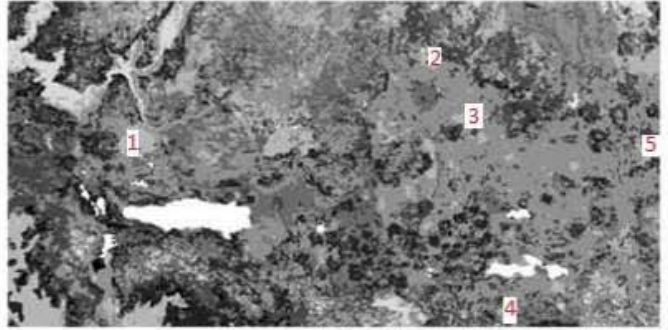
De acuerdo con los análisis de rarefacción, usando el total de individuos registrados en el área urbana (una abundancia acumulada de 53 individuos; $n=53$) se determinó que la riqueza de especies es estadísticamente diferente en el grupo combinado de bosques de Galería-Tropical caducifolio al resto de usos de suelo (Fig. 2; Cuadro 2); siendo éste el único resultado con diferencias significativa entre los grupos (Fig. 6). Los resultados del cálculo de densidad fueron (IC 95%): áreas urbanas 18.41 individuos por área con Intervalos de confianza (IC) 12.3- 27.4; áreas agrícolas 11.3 (IC) 2.8-6.4 y en bosques de encino 16.2 IC 6.1-7.2.

Similitud taxonómica y análisis de rango/abundancia

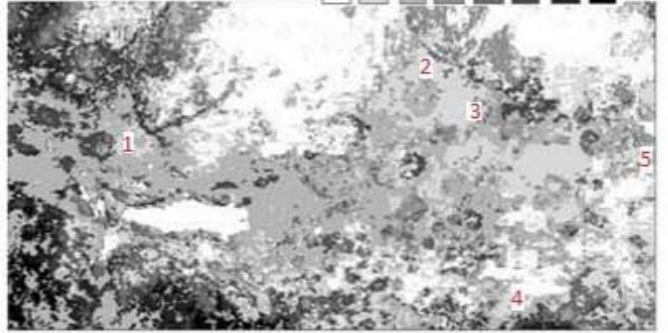
El análisis de similitud de Bray-Curtis, mostró un nivel medio de similitud entre los hábitats, siendo la agrupación de bosques de encino y áreas urbanas la que mostró un valor superior, cercano al 50% (Fig. 7). Posteriormente se realizó una ANCOVA para observar el rango/abundancia, la cual se evaluó con una ANCOVA para comparar las pendientes entre los grupos, encontrando diferencias significativas en un solo modelo ($F= 3.61$; $gl\ 5$; $n= 60$; $p<0.01$; R^2 ajustado= 0.773) mostrando que existen algunos tipos de uso de suelo donde algunos ensamblajes dominan pero no así en todos los hábitats. Las especies más abundantes en los sitios de estudio fueron *Setophaga coronata* y *Chondestes grammacus* (Fig. 8). Y como puede ser apreciado en la figura 8, las gráficas muestran que las especies mencionadas anteriormente se disparan de las otras, sugiriendo que dichas se ven ampliamente beneficiadas, aprovechando su facilidad generalista.



a) Tiranos



b) Parulidos



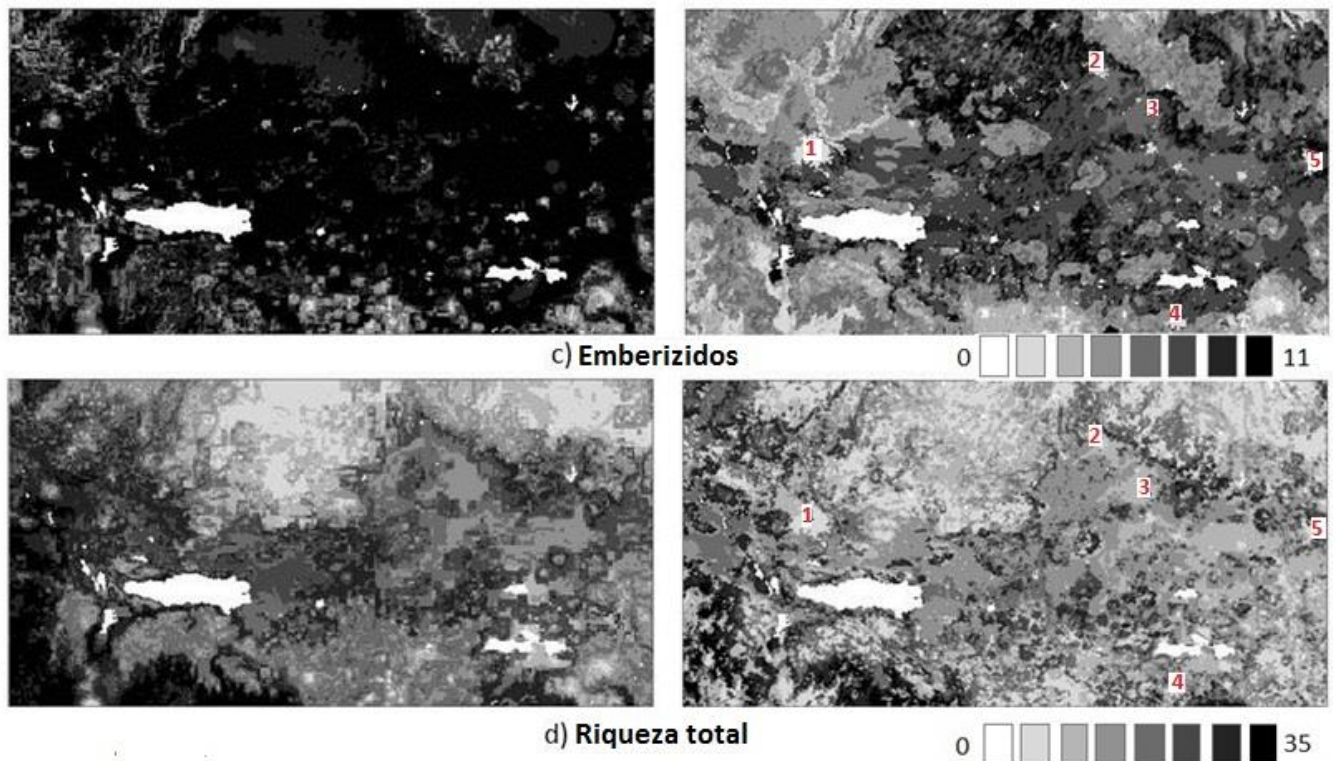


Figura 5. Riqueza de especies a partir de los modelos de distribución de especies por familia y total en los escenarios sin considerar el cambio de uso de suelo (izquierda) y considerando el uso de suelo uso de suelo (derecha). a) Riqueza de Tyrannidae para 7 especies. b) Riqueza de Parulidae para 21 especies. c) Riqueza de Emberizidae para 11 especies. d) Riqueza total para las 39 especies. Los lugares en blanco de los mapas representan los grandes cuerpos de agua. Los números dentro de los mapas representan las ciudades de mayor movimiento económico en la región: 1= Guadalajara (Jal); 2= León de Aldama (Gto); 3=Guanajuato (Gto); 4= Morelia (Mich) y 5= Santiago de Querétaro (Qto).

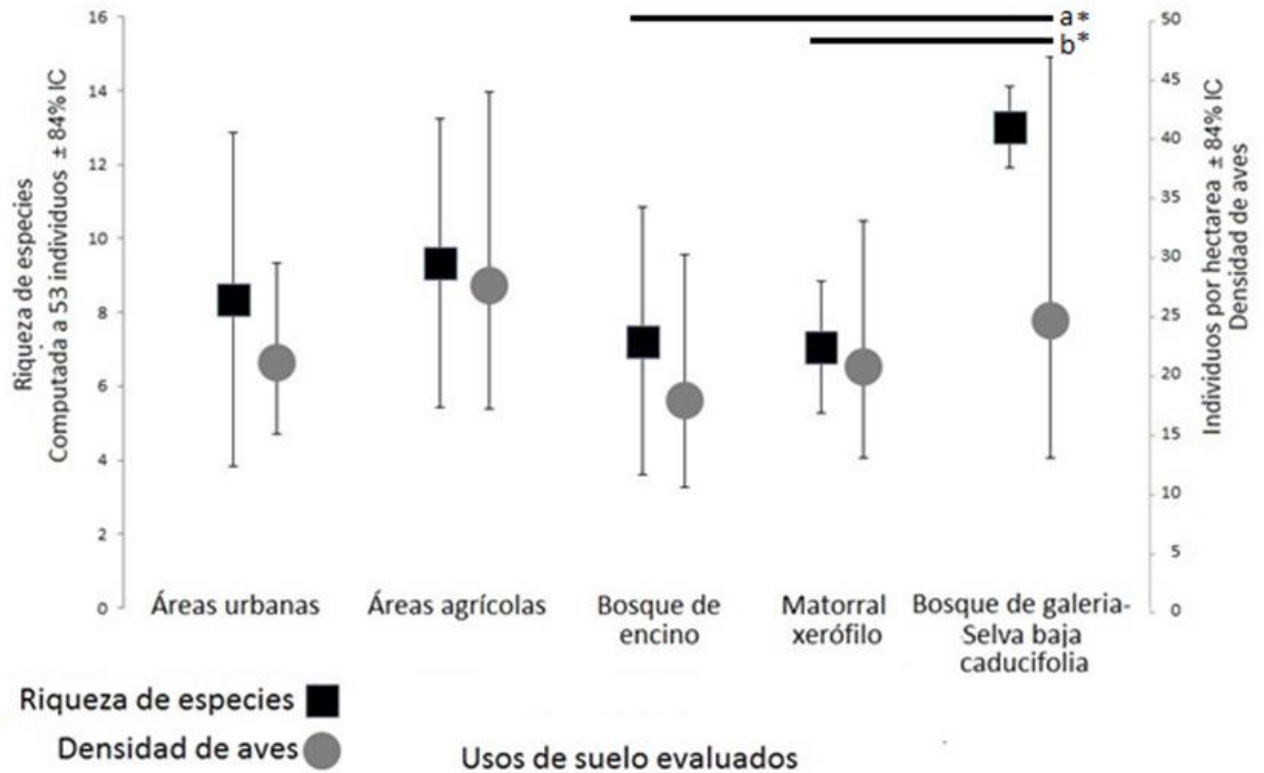


Figura 6. Riqueza de especies calculada para los diferentes hábitats muestreados en la región del Bajío Mexicano (cuadros; Mao Tau \pm IC95%), sin diferencias estadísticamente significativas. Densidad calculada (círculos; Individuos por hectárea). Sólo se aprecian diferencias estadísticamente significativas entre los grupos de bosque de galería-Selva baja caducifolia y los de bosque de encino (a*) y matorral xerófilo (b*). Las riquezas y densidad fueron calculadas para 33 puntos de conteo.

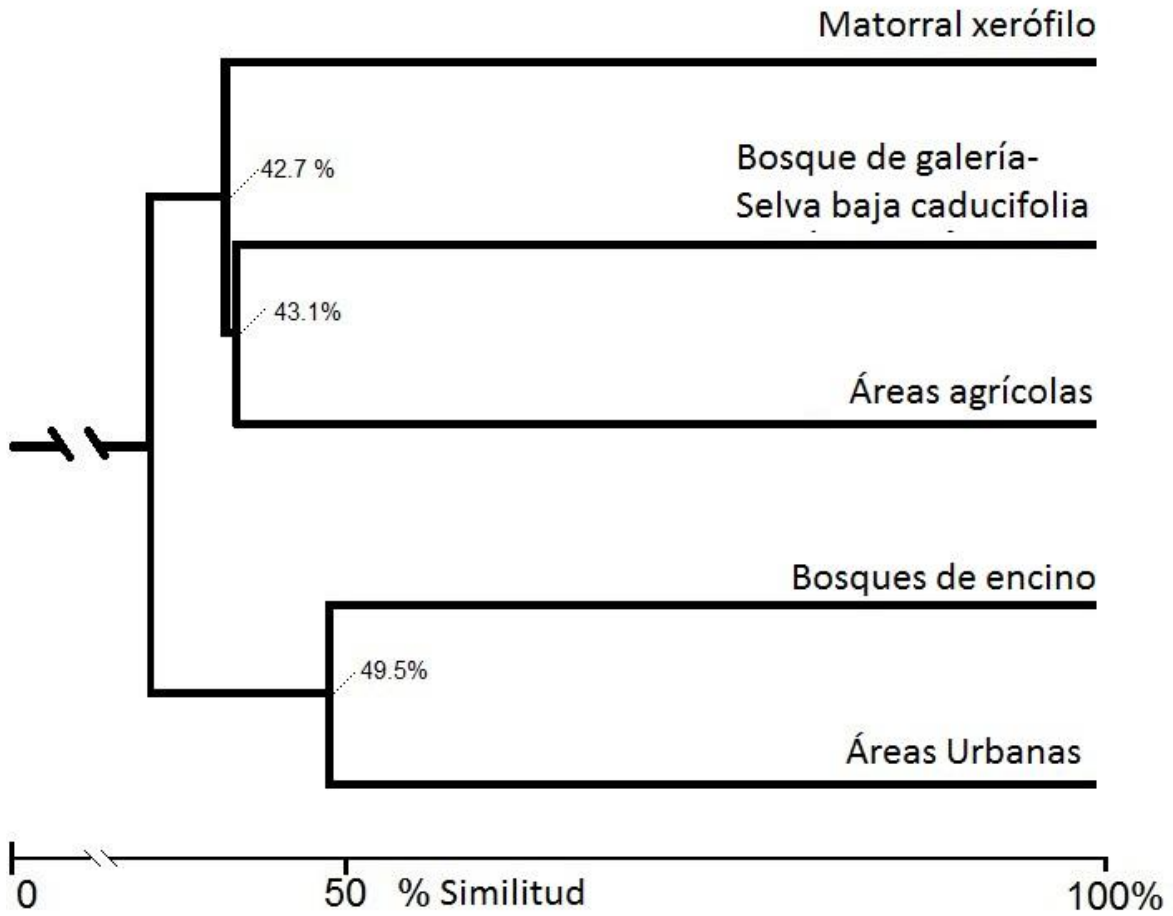


Figura 7. Índice de similitud taxonómica de Bray-Curtis de las comunidades de aves propias de los diferentes hábitats muestreados en el Bajío Mexicano.

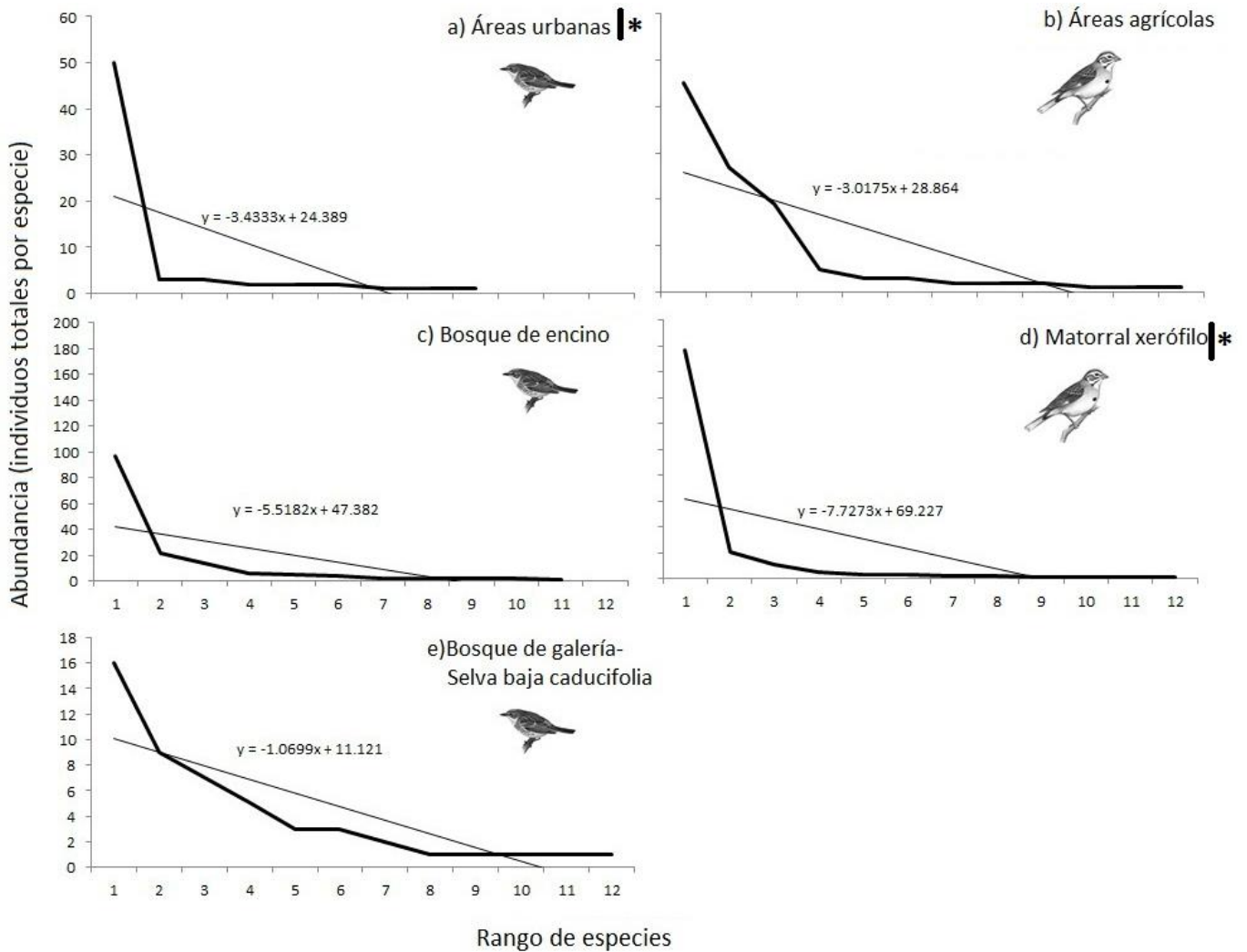


Figura 8. Pendientes rango/abundancia de aves canoras migratorias (Familias: Tyrannidae, Parulidae y Emberizidae) en los diferentes tipos de uso de suelo evaluados. En el eje de las y el número de individuos observados por especie, en el eje de las x el orden de la especie más observada a la menor. a) Áreas urbanas. b) Áreas agrícolas. c) Bosque de Encino (*Quercus* sp.) d) Matorral xerófilo. e) Selva baja caducifolia – Bosque de galería. Las ilustraciones de aves representan la especie más abundante en cada sitio (*Setophaga coronata* y *Chondestes grammacus*). * Grupos con diferencias estadísticamente significativas entre ellos y con los demás grupos.

Evaluación de los mapas de distribución potencial en campo

Al realizar el análisis de correlación entre la cantidad de especies predichas contra cantidad de especies observadas encontramos un alta correlación entre las especies predichas (X) y las observadas (Y) ($r=.89$, $p = .9433$) mostrando que existe un alto grado de relación entre las especies predichas en los sitios y las especies observadas en ellos. Sin embargo, esta relación no significativa ($p>0.05$), indicando que esta relación es posible que se deba al azar (Fig. 9).

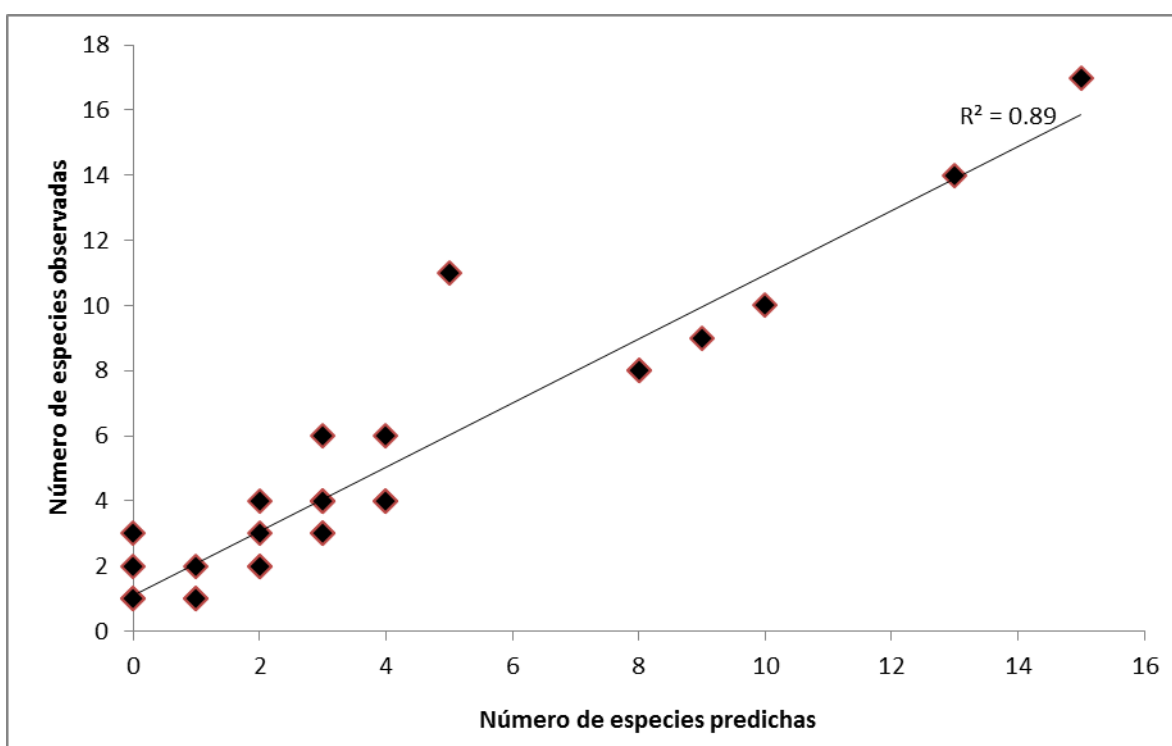


Figura 9.- Correlación entre el número de especies predichas por los MDE (x) y el número de especies observadas (y). Se seleccionaron los píxeles donde se realizaron los puntos de conteos y se comparó la cantidad de especies estimadas por los Modelos de Distribución de Especies (x) contra la cantidad de especies observadas en campo (y).

DISCUSIÓN

En el presente estudio, se evaluó la respuesta a diferentes usos de suelo por parte de aves canoras migratorias en el Bajío durante la época invernal. Esta región ha mostrado cambios considerables en su uso de suelo durante los últimos 40 años, superior a la media nacional (INEGI, 2005), lo que en casos similares ha ocasionado la alteración en la calidad en algunos ecosistemas (Foley *et al.*, 2005). Si bien, reconocer la versatilidad de ocupación ambiental de las especies migratorias es importante para el conocimiento sobre su historia natural, demografía y conservación (Williams, 1996; Reed 1992), existe evidencia de especies migratorias que poseen requerimientos ecológicos muy restringidos durante la época reproductiva (e.g., densidad de hojarasca y biomasa de presas), mientras que durante el invierno muestran gran plasticidad (Keast y Morton, 1980). Los resultados fueron obtenidos con base en 39 especies por lo que la información obtenida no puede ser extrapolada a otras especies de aves migratorias ni a toda la biota Peterson *et al.* (2006).

Modelos de distribución de especies

Los MDE muestran una concentración de riqueza de especies en el suroeste del área de estudio, pero manteniendo un valor alto en los bosques secos del Bajío, siendo esta ecorregión una de las más afectadas por el uso de suelo en los últimos años (INEGI, 2005). Con base en ello, los modelos mostraron en general una modificación cercana al 40% de la distribución obtenida en esta área, valores menores a los reportados en otros grupos de aves en sus respectivas zonas geográficas (e.g., Psittacidae y Corvidae; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009; Peterson *et al.*, 2006). Esto puede deberse a la variación que hay por regiones geográficas o en algunos casos a la flexibilidad en requerimientos ambientales y los hábitos migratorios de movilidad (Fiedler, 2003) o incluso a variabilidad en patrones climáticos (Sillett *et al.*, 2000). Particularmente, se ha trabajado poco con los grupos en estudio usando los modelos de distribución de especies (e.g., Rojas-Soto *et al.*, 2008; Gutiérrez-Arellano, 2012; Martínez-Meyer *et al.*, 2004) y para la mayoría de las

especies ésta es la primera evaluación de este tipo. Las especies de la familia Emberizidae mostraron en conjunto una distribución más homogénea en el Bajío con respecto a las otras familias (coincidiendo su preferencia por lugares secos y abiertos; Howell y Webb, 1995) y siendo de las menos transformadas, con una reducción promedio del 26% de su distribución potencial, estas reducciones principalmente concentradas en áreas urbanas (Marzluff, 2001; Green, y Baker, 2003). Por su parte la familia que mostró una reducción superior fue la Parulidae con 44% promedio, debido probablemente a las necesidades de la mayoría de las especies de una cubierta arbórea extensa para su forrajeo (Howell y Web, 1995; AOU, 2012) y la transformación de estas por deforestación, provocando, no sólo reducciones en distribución, sino también disminución de algunas poblaciones (Terborgh, 1980; Lee *et al.*, 2006), aunque cabe mencionar que estos decrementos se concentran en especies cuyos hábitats son principalmente húmedos y de vegetación densa (Robbins *et al.*, 1989; Faulkner, 2004) siendo el porcentaje de este tipo de uso suelo, menor en el Bajío. La familia Tyrannidae por su parte, mostró la menor reducción con solo el 24% de sus áreas, esto ligado a sus características de ocupar un amplio número de hábitats (Liker *et al.*, 2008; AOU, 2012), siendo la familia menos afectada y sugiriendo que pueden ser especies indicadoras de alteración del hábitat en futuras investigaciones (Noss, 1999; Carignan y Villard, 2002).

Los sitios en donde se observa una mayor modificación provocada por el uso de suelo se concentra en zonas urbanas que corresponden a las ciudades de Guadalajara, León de Aldama, Guanajuato y Querétaro lo que podría relacionarse con mayor modificación de uso de suelo y por lo tanto pérdida de diversidad, dado que las condiciones pueden llegar a ser adversas para algunas de las especies migratorias (e.g., *Icteria virens* la cual requiere de áreas con alta densidad vegetal raramente presentes en un área urbana AOU, 2012; Marzluff, 2001; Green y Baker, 2003; MacGregor-Fors *et al.*, 2010). Las áreas agrícolas por otro lado, han constituido un nuevo hábitat que ha sido propicia la presencia de algunas especies como *Chondestes grammacus* y *Spizella breweri* (Knight, *et al.*, 2014), pero no permite la existencia de otras como es el caso de algunos chipes que requieren cobertura arbórea para su forrajeo (Vickery *et al.*, 2001; Jeltz *et al.*,

2007), esto dependiendo de una gran cantidad de factores (e.g., tipo de cultivo y vegetación remanente; Adriaensen *et al.*, 1993; Laube *et al.*, 2008). Sin embargo, existe evidencia que sugiere que, las áreas urbanas pueden actuar como un arma de doble filo en especies migratorias, afectando negativamente a varias especies de aves migratorias, y funcionando al mismo tiempo como hábitat de invierno para otras (MacGregor-Fors *et al.*, 2010)

Evaluación de las comunidades de aves

La evaluación en campo de las especies estudiadas indican que la densidad (individuos por hectárea) no difiere estadísticamente entre los diferentes hábitats, caso contrario a estudios previos, donde las aves migratorias muestran valores más altos de densidad estimada las zonas urbanas que en bosques (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Cabe mencionar que en algunos de estos estudios se evaluaron comunidades enteras y no solo unos grupos de ellas, lo que se convierte en limitante al comparar los resultados.

Existe una tendencia similar entre los análisis de riqueza de especies de los hábitats de zonas agrícolas y matorral xerófilo así como los análisis de densidad. En los últimos sólo con diferencias estadísticamente significativas entre el grupo de bosque de galería-selva baja caducifolia y los de bosque de encino además de matorral xerófilo, sugiriendo que la respuesta que tienen las especies ante los diferentes usos de suelo varía de hábitat a hábitat. Sin embargo, varios trabajos alrededor del mundo reportan que en las áreas urbanas las especies residentes y migratorias muestran una riqueza menor y una mayor densidad (Chadwick *et al.*, 2012; Emlen, 1974; Van Horne, 1983; MacGregor-Fors *et al.*, 2008; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009). Los datos de los trabajos antes citados muestran que el proceso de urbanización frecuentemente tiene efectos negativos en las comunidades de aves, algo que no se refleja en el presente trabajo.

A pesar que varios trabajos han analizado las aves migratorias en conjunto (e. g, MacGregor-Fors *et al.*, 2010; Faaborg *et al.* 2010), análisis detallados por familias o gremios, permitiría conocer qué especies cambian de acuerdo con distintos usos de suelo y el porqué. Tomando como referencia lo reportado por MacGregor-Fors *et al.* (2010) para

bosques de pino-encino y áreas urbanas, es posible identificar diferencias estadísticamente significativas entre la ciudad y los bosques de encino, cabe mencionar que dicho trabajo se realizó contando la totalidad de especies migratorias, lo que no ocurre en el Bajío, aunque los estudios se realizaron en periodos temporales similares y en zonas relativamente cercanas. Esto se puede atribuir a diferentes factores como una gran cantidad de árboles (en avenidas y algunos parques) en las zonas urbanas muestreadas como parte de este estudio, propiciando un sesgo que impide la comparación con otros estudios que muestrearon lugares sin cubierta vegetal.

Otro factor que podría explicar las diferencias podría atribuirse a las características biológicas de cada especie. Las especies de la familia Parulidae están ligadas directamente con vegetación arbolada y es normal esperar que lugares con remanentes de bosque, sean óptimos para algunas especies aún incluso en ciudades o áreas de cultivo (Morse, 1977; Nemeth, y Brumm, 2009; Holmes *et al.*; 1992; Yoon *et al.*, 2012). Sin embargo, las especies de la familia Emberizidae mostraron preferencias diferentes, encontrándose en lugares amplios y abiertos con vegetación baja, por lo que no son frecuentes en zonas urbanas pero sí en áreas agrícolas (Madsen *et al.*, 2005; Papeş *et al.*, 2012). La conversión de vegetación primaria a zonas agrícolas ha beneficiado a algunas especies al convertirse en una fuente de alimento nueva (Siriwardena *et al.*, 2000; Vickery *et al.*, 2002). En el caso del gorrión arlequín (*Chondestes grammacus*), las áreas agrícolas tuvieron una mayor cantidad de individuos observados, contrario a lo que reporta la bibliografía, donde se espera una cantidad mayor en matorral xerófilo (Wiens y Rotenberry, 1981; Rising, 2010; AOU, 2012).

Las especies de la familia Tyrannidae muestran un comportamiento de forrajeo que les permite actuar en una gran diversidad de hábitat diferentes (Fitzpatrick, 1980; AOU, 2012), por lo que muestran valores de densidad y riqueza estimadas con pocas variaciones en los diferentes tipos de uso de suelo. Además, es importante mencionar que en este grupo, las especies son sumamente parecidas entre ellas y con hábitos similares, lo que dificulta su identificación y ocasionando posibles sesgos al momento del muestreo (Howell y Webb, 1995; AOU, 2012).

La evaluación de las diferencias en la composición y estructura de la comunidad de migratorias mostró que los porcentajes de similitud de Bray-Curtis fueron bajos entre los diferentes hábitats, siendo los bosques de encino (*Quercus* sp.) los que mostraron un valor mayor de similitud con las áreas urbanas. Esto debido a que los bosques son similares a la estructura de las zonas arboladas de las zonas urbanas (e.g., León de los Aldama en sus avenidas y parques). La baja similitud en la composición de especies que se encontró indica que, aunque los valores de riqueza sean similares, la estructura en ella es diferente. Estas diferencias pueden ser debidas a la vegetación primaria, distribución geográfica, las actividades antropogénicas, región geográfica y al periodo temporal (Morse, 1977; Hutto, 1988; Kwit *et al.*, 2004; Smith *et al.*, 2011; Papeş *et al.*, 2012; Zuria y Gates, 2013; Ortega-Álvarez *et al.*, 2013).

En el análisis de rango/abundancia, los usos de suelo evaluados difieren estadísticamente en su equitatividad, sugiriendo que algunas especies que llegan en su periodo invernal a la región (mostrando una abundancia alta) se benefician de algunos usos de suelo, coincidiendo con trabajos en donde sitios modificados antropogénicamente presentan abundancia de algunas especies, muy alta a comparación de otras (Walcott, 1974; Gavareski, 1976; Marshall y Cooper 2004; Anderies *et al.* 2007; MacGregor-Fors *et al.* 2008; MacGregor-Fors *et al.* 2009).

Dos especies, mostraron altos valores observados: (1) chipe coronado (*Setophaga coronata*) y (2) el gorrión arlequín (*Chondestes grammacus*). En el caso del chipe coronado es el parúlido que en el presente trabajo tuvo el mayor número de observaciones, coincidiendo lo reportado en otras áreas como en el sur de Carolina en Estados Unidos (Kwit *et al.*, 2004). Esta especie fue abundante en bosques de encino (donde se registró el mayor número de observaciones siendo este hábitat el más común para esta especie; AOU, 2012), ciudades (alcanzando valores de densidad similares a los reportados para comunidades de aves residentes; Puga-Caballero *et al.*, 2014), y como en el caso reportado por MacGregor-Fors y Schondube (2011), en el bosque tropical caducifolio, lo que demuestra su alta plasticidad ecológica al ser una especie generalista (Emlen, 1974; Van Horne, 1983).

El resultado anterior del chipe coronado, muestra valores diferentes en comparación con el segundo parúlido con más observaciones el Chipe coroninegro (*Cardellina pusilla*), el cual fue el segundo más abundante en áreas urbanas, bosque de encino y bosque de galería-tropical, presentando gran abundancia en bosques de encino, selva baja caducifolia y bosque de galería (similar al chipe coronado), pero no así en áreas urbanas donde su abundancia se redujo de forma notable sugiriendo que, al igual que para otras AMN, las ciudades son lugares adversos (Marzluff, 2001). Por su parte, el gorrión arlequín fue la especie abundante en las zonas agrícolas y matorral xerófilo, lo que concuerda con algunas observaciones reportadas en trabajos previos (Wiens y Rotenberry, 1981; Rising, 2010), donde se describen las áreas agrícolas como lugares óptimos dada las características biológicas de la especie para el forrajeo (el cual lo realiza en parvadas mixtas de gran tamaño) y la presencia de esta de manera incidental en ciudades.

Es importante mencionar que las diferencias existentes entre los resultados obtenidos y la literatura están ligadas con eventos locales (Holmes y Sherry, 1986; Hutto, 1988; Hernández-Oria, 2007), por lo que no se puede hacer una generalización a otros sitios de país. Es necesario hacer la observación de que la investigación sobre AMN en esta región es poca o casi nula y sería necesario que se realizarán más estudios para obtener un estudio comparativo más completo (Berlanga-Robles *et al.*, 2010; Pineda *et al.*, 2010; Zuria y Gates, 2013).

Para realizar una evaluación de los modelos de distribución de especies y comparar los valores de riqueza de especies en los escenarios de uso de suelo, se llevaron a cabo observaciones en campo (*y*), contrastando los sitios donde fueron observadas las especies contra la predicción en dichos sitios: una variación a lo hecho por Ramírez *et al.* (2008), encontrándose un valor correlación cuya $P > 0.05$, mostrando que no existe una relación (al menos lineal) entre ambas variables, (Barbet-Massin *et al.*, 2012; Peterson, 2011). Esta evaluación del método fue realizada tomando en consideración que al comparar el total de especies predichas contra observadas no es dependiente de la otra.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo sugieren que las aves migratorias neotropicales tienen diferentes respuestas ante los diferentes tipos de uso de suelo en el Bajío, y que dichas respuestas dependerán directamente de las características biológicas de cada una de las especies. Con base en los resultados de este trabajo, se puede concluir lo siguiente:

- De las 39 especies en estudio, la riqueza estimada por los Modelos de Distribución de Especies se concentra en las cercanías del eje Neovolcánico (al sur-oeste de la ecorregión del Bajío) con 35 especies variando la composición en el área de estudio.
- Existe diferencias en reducción estimada por los modelos de distribución de especies entre cada una de las familias estudiadas
- Los resultados de campo sugieren que no existe diferencias estadísticamente significativas de densidad y riqueza entre la mayoría de los diferentes hábitats. Se sugiere la existencia de un alto grado de plasticidad de respuesta ante cambios antropogénicos de las especies en estudio al no mostrar variaciones en riqueza y densidad en la mayoría de los tipos de uso de suelo.

Los resultados presentados aquí representan solamente una aproximación general de los patrones geográficos y ecológicos de las especies bajo condiciones específicas, y no deben ser extrapolados a otros grupos. Se recomienda la continuidad de estudios en la ecorregión del Bajío dado el gran hueco de información ecológica en el área y el alto porcentaje de cambio de uso de suelo en las últimas décadas que tiende a mantenerse en crecimiento.

LITERATURA CITADA

- (AOU) American Ornithologists' Union. (1998). *Check-list of North American birds, 7th ed.* American Ornithologists' Union, Washington, D.C
- (AOU) American Ornithologists' Union. (2013). Fifty-four Supplement to the American Ornithologists' Union Check-list of North American Birds. *Auk* 130 : 847-858.
- Adriaensen, F., Ulenaers, P., y Dhondt, A. A. (1993). Ringing recoveries and the increase in Numbers of European great crested grebes *Podiceps cristatus*. *Ardea*, 81, 59-70.
- Anderies, J. M., Katti, M., y Shochat, E. (2007). Living in the city: resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. *Journal of Theoretical Biology*, 247 , 36-49.
- Anderson, R. P., Lew, D., y Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162(3), 211-232.
- Andrade, G. I., y Rubio-Torgler, H. (1994). Sustainable use of the tropical rain forest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology*, 8, 545-554.
- Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 355-366.
- Antrop, M. (2005). Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70, 21-34.
- Arriaga-Weiss, S. L., Calmé, S., y Kampichler, C. (2008). Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, México. *Biodiversity and Conservation*, 17, 173-190.
- Askins, R. A. (1993). Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in eastern North America. Springer US. In *Current ornithology*, 1-34
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., y Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3 , 327-338.

- Berlanga Robles, C. A., García Campos, R. R., López Blanco, J., y Ruiz Luna, A. (2010). Patrones de cambio de coberturas y usos del suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000). *Investigaciones Geográficas*, 72, 7-22.
- Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C. M., y Visser, M. E. (2006). Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, 441, 81-83.
- Brush, T., y Stiles, E. W. (1986). Using food abundance to predict habitat use by birds. In Verner, M. L. Morrison y C. J. Ralph (eds). *Wildlife 2000*, University of Wisconsin Press, Madison, US, 57-63.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., y Laake, J. L. (2005). *Distance sampling*. John Wiley y Sons, Ltd.
- Carbó-Ramírez, P., y Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100, 213-222.
- Carignan, V., y Villard, M. A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 45-61.
- Caro, T. M., y O'Doherty, G. (1999). On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13, 805-814.
- Ceballos, G. M. V. (2000). Las aves de México en peligro de extinción. Fondo de Cultura Economica, 63-65.
- Ceballos, G., y Ehrlich, P. R. (2002). Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296, 904-907.
- Cerezo, A., Robbins, C. S., y Dowell, B. (2009). Uso de hábitats modificados por aves dependientes de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. *Revista de Biología Tropical*, 57, 401-419.
- Chadwick, R., Pidgeon, A., Albright, T., Culbert, P., Clayton, M., Flather, C., Masek, J., y Radeloff, V. (2012). Land-Cover Change and Avian Diversity in the Conterminous United States. *Conservation Biology*, 26, 821-829.
- Challenger, A. (1998). Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado, presente y futuro de México. CONABIO. Instituto de Biología. UNAM, Agrupación Sierra Madre SCP. 847.

- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127(3), 336-344.
- Cobb, D. T., Kalso, J. L., y Tanner, G. W. (2001). Refining population estimation and survey techniques for wild turkeys. *Proceedings of the National Wild Turkey Symposium* 10- 14 December, Michigan US., 8, 179-185.
- Colwell, R. K. (2005). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. 2006. Consultado en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2007). Fecha de consulta: 11 de Junio 2013 www.conafor.gob.mx/portal/inventario.html
- Daily, G. C., Ehrlich, P. R., y Sánchez-Azofeifa, G. A. (2001). Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications*, 11, 1-13.
- DeFries, R. S., Foley, J. A., y Asner, G. P. (2004). Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 249-257.
- DeGraff, R. M., y Rappole, J. H. (1995). *Neotropical migratory birds: Natural history, distribution, and population change*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E., y Davis, A. J. (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology y Evolution*, 11, 255-260.
- Dingle, H., y Drake, V. A. (2007). What is migration? *Bioscience*, 57, 113-121.
- Dodson, C. H., y Gentry, A. H. (1991). Biological extinction in western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 78, 273-295.
- Domínguez-Domínguez, O., y Pérez-Ponce de León, G. (2009). ¿La mesa central de México es una provincia biogeográfica? Análisis descriptivo basado en componentes bióticos dulceacuícolas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 3, 835-852.
- Emlen, J. T. (1974). An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor*, 76 , 184-197.

- Escalante, P., Sada, A. M., y Gil, J. R. (1996). Listado de nombres comunes de las aves de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Sierra Madre.
- ESRI. (2002). ArcView GIS 3.3. ESRI (Environmental Scientific Research Institute). Redlands, California.
- ESRI. (2008). ArcGIS 10. ESRI (Environmental Scientific Research Institute). Redlands, California
- Faaborg, J., Holmes, R. T., Anders, A. D., Bildstein, K. L., Dugger, K. M., Gauthreaux Jr, S. A., Heglund, K. Hobson, A. Jahn, D. Johnson, S. Latta, D. Levey, P. Marra, C. Merkord, E. Nol, S. Rothstein, T. Sherry, T. Sillett, F. Thompson, J., y Warnock, N. (2010). Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. *Ecological Monographs*, 80, 3-48.
- Faulkner, S. (2004). Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urban Ecosystems*, 7, 89-106.
- Fiedler, W. (2003). Recent changes in migratory behavior of birds: a compilation of field observations and ringing data. In Eberhard J., y Sonnenschein T. (Eds) *Avian Migration*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Germany Pp. 21-38.
- Fitzpatrick, J. W. (1980). Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers. *Condor*, 82, 43-57.
- Fleishman, E., Betrus, C. J., Blair, R. B., Mac Nally, R., y Murphy, D. D. (2002). Nestedness analysis and conservation planning: the importance of place, environment, and life history across taxonomic groups. *Oecologia*, 133, 78-89.
- Flores Villela, O. A., y Gerez, P. (1994). Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. *CONABIO-UNAM*, México, 446.
- Flores, G., J. Jiménez, X. Madrigal, F. MoncayoT., y F. Takaki. (1971). Memoria del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. *Secretaría de Recursos Hidráulicos*. México.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.

- Gavareski, C. A. (1976). Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor*, 78, 375-382.
- Gentry, A. H., Mooney, H. A., y Medina, E. (1995). Diversity and floristic composition of Neotropical dry forests. Bullock, S., Mooney, H., y Medina E. (Eds). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 150-170
- Gillespie, T. W. (2002). Latitudinal extent and natural history characteristics of birds in Nicaragua. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 411-417.
- Gordo, O., Brotons, L., Ferrer, X., y Comas, P. (2005). Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of trans-Saharan migrant birds? *Global Change Biology*, 11, 12-21.
- Graham, C. H., y Hijmans, R. J. (2006). A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15(6), 578-587.
- Gray, M. A., Baldauf, S. L., Mayhew, P. J., y Hill, J. K. (2007). The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology*, 21 (1), 133-141.
- Green, D. M., y Baker, M. G. (2003). Urbanization impacts on habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. *Landscape and Urban Planning*, 63 (4), 225-239.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., y Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319 (5864), 756-760.
- Gutiérrez-Arellano, C. (2012). Diferencias estacionales e interpoblacionales en el nicho ecológico de *Oreothlypis ruficapilla* (Aves: Parulidae). Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- Harvey, C. A., y Villalobos, J. A. G. (2007). Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*, 16 (8), 2257-2292.
- Hernández-Oria, J. G. (2007). Desaparición del Bosque Seco en El Bajío mexicano: Implicaciones del ensamblaje de especies y grupos funcionales en la dinámica de una vegetación amenazada. *Zonas Áridas*, (11), 13-31.

- Hijmans, R. J., Cameron, S., Parra, J., Jones, P. G., y Jarvis, A. (2005). WorldClim, version 1.3. *University of California, Berkeley*. <http://biogeo.berkeley.edu/worldclim/worldclim.htm>.
- Holmes, R. T. (1990). Food resource availability and use in forest bird communities: a comparative view and critique. In: Keast, A. (eds.). *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*, US, 389-393.
- Holmes, R. T., Sherry, T. W., Marra, P. P., y Petit, K. E. (1992). Multiple brooding and productivity of a Neotropical migrant, the Black-throated Blue Warbler (*Dendroica caerulescens*), in an unfragmented temperate forest. *Auk*, 109 (2), 321-333.
- Holmes, R. T., y Recher, H. F. (1986). Determinants of guild structure in forest bird communities: an intercontinental comparison. *Condor*, 88 (4), 427-439.
- Hovestadt, T., Poethke, H. J., y Messner, S. (2000). Variability in dispersal distances generates typical successional patterns: a simple simulation model. *Oikos*, 90 (3), 612-619.
- Howell, S., y Webb S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks: Cold springs harbor symposium in quantitative biology. In *Concluding remarks: Cold Springs Harbor Symposium in Quantitative Biology*, 22, New York, US, 415-427.
- Hutto, R. L. (1989). The effect of habitat alteration on migratory land birds in a west Mexican tropical deciduous forest: a conservation perspective. *Conservation Biology*, 3 (2), 138-148.
- Hutto, R. L. (1998). On the importance of stopover sites to migrating birds. *Auk*, 115 (4), 823-825.
- INEGI (Instituto Nacional Estadística Geografía e Informática). (2005). México en cifras. INEGI. Fecha de consulta: 11 de Junio 2013 < <http://www.censo2010.org.mx/>>.
- IUCN List, I. R. (2004). IUCN red list of threatened species. Fecha de consulta: 11 de Junio 2013< http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001.html>.

- Jetz, W., Wilcove, D. S., y Dobson, A. P. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology*, 5 (6), e157.
- Keast, A., y Morton, E. S. (1980). Migrant birds in the Neotropics: ecology, behavior, distribution, and conservation: a symposium held at the Conservation and Research Center, National Zoological Park, Smithsonian Institution, October 27-29, 1977 [Latin America]. In *The Symposia of the National Zoological Park (USA)*.
- Knight, E. C., Mahony, N. A., y Green, D. J. (2014). Crop type influences edge effects on the reproduction of songbirds in sagebrush habitat near agriculture. *Avian Conservation and Ecology*, 9(1), 8.
- Kwit, C., Levey, D. J., Greenberg, C. H., Pearson, S. F., McCarty, J. P., Sargent, S., y Mumme, R. L. (2004). Fruit abundance and local distribution of wintering Hermit Thrushes (*Catharus guttatus*) and Yellow-rumped Warblers (*Dendroica coronata*) in South Carolina. *Auk*, 121 (1), 46-57.
- Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11 (4), 849-856.
- Landres, P. B., Verner, J., y Thomas, J. W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2 (4), 316-328.
- Laube, J. C., Engel, A., Bönisch, H., Möbius, T., Worton, D. R., Sturges, W. T. y Schmidt, U. (2008). Contribution of very short-lived organic substances to stratospheric chlorine and bromine in the tropics—a case study. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8 (23), 7325-7334.
- Laurance, W. F. (1991). Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 57 (2), 205-219.
- Lee, S. Y., Dunn, R. J. K., Young, R. A., Connolly, R. M., Dale, P. E. R., Dehayr, R., y Welsh, D. T. (2006). Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, 31 (2), 149-163.
- Leibold, M. A. (1995). The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*, 76 (5), 1371-1382.
- Leopold, A. S. (1950). Vegetation zones of Mexico. *Ecology*, 31 (4), 507-518.

- Lerdau, M., Whitbeck, J., y Holbrook, N. M. (1991). Tropical deciduous forest: death of a biome. *Trends in Ecology y Evolution*, 6(7), 201-202.
- Liker, A., Papp, Z., Bókony, V., y Lendvai, Á. Z. (2008). Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 789-795.
- Loman, J., y Schantz, T. (1991). Birds in a farmland—more species in small than in large habitat island. *Conservation Biology*, 5(2), 176-188.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcom, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. J. Powell, G. V., Shubart H., y Hays, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, Massachusetts, 257- 285.
- Maass, J. M., Mooney, H. A., y Medina, E. (1995). Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In Bullock S., y Mooney H. (eds). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press. UK. 146-190.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., y Schondube, J. E. (2010). Migrating to the city: responses of Neotropical migrant bird communities to urbanization. *Condor*, 112 (4), 711-717.
- MacGregor-Fors, I., Ortega-Álvarez, R., y Schondube, J. E. (2009). On the ecological quality of urban systems: an ornithological perspective. Graber D. and Birmingham K. (eds) *Urban Planning in the 21st Century*, U. S., 51-66.
- MacGregor-Fors, I., Schondube, J. E., Morales-Pérez, L., y Quesada, J. (2008). Ampliación del ámbito geográfico-altitudinal y uso de hábitats suburbanos por la mascarita pico grueso (*Geothlypis poliocephala*). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79 (2), 533-534
- MacGregor-Fors, I., y Payton, M. E. (2013). Contrasting diversity values: Statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PloS One*, 8 (2), e56794.
- MacGregor-Fors, I., y 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.

- Madrigal, X., Moncayo, F., y Takaki, F. (1971). Memorias del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. *Secretaría de Recursos Hidráulicos. México.*
- Madsen, J., Boyd, H., Kuijken, E., Norriss, D. W., Tombre, I. M., y Stroud, D. A. (2005). Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two arctic-nesting goose populations. *Global Change Biology*, 11 (6), 881-893.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford, UK, 40-50.
- Marshall, M. R., y Cooper, R. J. (2004). Territory size of a migratory songbird in response to caterpillar density and foliage structure. *Ecology*, 85 (2), 432-445.
- Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In Marzluff E., John M., Bowman E., Reed E., Donnelly, E., y Roarke R (eds). *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer US, 19-47.
- Marzluff, J. M., Bowman, R., y Donnelly, R. (2001). A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. In: Marzluff J. y Bowman, R. (eds). *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, Springer US, 1-17
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., y Swift, M. J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277 (5325), 504-509.
- McAleece, N., Lamshead, P. J. D., Paterson, G. L. J., y Gage, J. G. (1997). Biodiversity professional. *Beta-Version. London, Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences*. <<http://www.sams.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro>>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52 (10), 883-890.
- McNeely, J. A. (2003). Biodiversity in arid regions: values and perceptions. *Journal of Arid Environments*, 54 (1), 61-70.
- Miranda, F., y Hernández-Xolocotzi, E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Colegio de Postgraduados, *Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos*. México, DF, México

- Møller, A. P., Rubolini, D., y Lehikoinen, E. (2008). Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (42), 16195-16200.
- Morales-Pérez, L. (2002). Efectos de la modificación del hábitat sobre la avifauna terrestre de la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala y sus alrededores. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- Morse, D. H. (1977). Feeding behavior and predator avoidance in heterospecific groups. *BioScience*, 27(5), 332-339.
- Nakazawa, Y., Peterson, A. T., Martínez-Meyer, E., y Navarro-Sigüenza, A. G. (2004). Seasonal niches of Nearctic-Neotropical migratory birds: implications for the evolution of migration. *Auk*, 121(2), 610-618.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Gordillo-Martínez, A., y Peterson, A. T. (2009). Mapeando la diversidad de las aves de México. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 12 (2), 91-95.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Peterson, A. T., y Gordillo-Martínez, A. (2002). A Mexican case study on a centralized database from world natural history museums. *CODATA Data Science Journal* 1(1): 45-53.
- Navarro-Sigüenza, A. G., y Sánchez-González, L. A. (2003). La diversidad de las aves. *Conservación de las aves: experiencias en México*, H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.). *Cipamex/National Fish and Wildlife Foundation/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*, México, DF, 24-85.
- Navarro-Sigüenza, A., (2012). Las aves migratorias proporcionan beneficios al ecosistema. Entrevista en línea:
<http://www.informador.com.mx/tecnologia/2012/375714/6/las-aves-migratorias-proporcionan-beneficios-al-ecosistema.htm>. Fecha de consulta: 11 de abril 2015

- Navarro-Sigüenza, A., Rebón-Gallardo, M., Gordillo-Martínez, A., Peterson, T., Bergalagarcía, J., y Sánchez-González, L., (2013). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 1-20
- Nemeth, E., y Brumm, H. (2009). Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization? *Animal Behavior*, 78 (3), 637-641.
- Newmark, W. D. (1987). A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature*, 325 (6103), 430-432.
- Newton, I. (1994). The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 70 (3), 265-276.
- Nieves Hurtado, A. y Sánchez, Domínguez, F. (2010). Probabilidad y Estadística para Ingeniería, un enfoque moderno. México DF: McGraw-Hill. Capítulo 13
- Nix, H. A., y Busby, J. (1986). BIOCLIM, a bioclimatic analysis and prediction system. *Annual report CSIRO. CSIRO Division of Water and Land Resources, Canberra.*
- Norris, D. R. (2005). Carry-over effects and habitat quality in migratory populations. *Oikos*, 109 (1), 178-186.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355-364.
- Ojeda, A. M., y Grosselet, M. (2008). Registros de la tångara azulgris (*Thraupis episcopus*) en el estado de Nuevo León, México. *Huitzil*, 9 (2), 29-31.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., D'Amico, J., Itoua, I., Strand, H., Morrison, J., Loucks, C., Allnutt, T., Ricketts, T., Kura, Y., Lamoreux, J., Wettengel, W., Hedao, P. y Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth a new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51 (11), 933-938.
- Ortega-Álvarez, R., Lindig-Cisneros, R., MacGregor-Fors, I., Renton, K., y Schondube, J. E. (2013). Avian community responses to restoration efforts in a complex volcanic landscape. *Ecological Engineering*, 53, 275-283.

- Ortega-Álvarez, R., y 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), 189-195.
- Ortiz-Pulido, R., Laborde, J., y Guevara, S. (2000). Frugivoría por Aves en un Paisaje Fragmentado: Consecuencias en la Dispersión de Semillas. *Biotropica*, 32 (3), 473-488.
- Painter, M., y Durham, W. H. (1995). *The social causes of environmental destruction in Latin America*. University of Michigan Press. USA.
- Papeş, M., Peterson, A. T., y Powell, G. V. N. (2012). Vegetation dynamics and avian seasonal migration: clues from remotely sensed vegetation indices and ecological niche modelling. *Journal of Biogeography*, 39 (4), 652-664.
- Payton, M. E., Greenstone, M. H., y Schenker, N. (2003). Overlapping confidence intervals or standard error intervals: what do they mean in terms of statistical significance?. *Journal of Insect Science*, 3 (34).
- Pashley, D. N. (2000). Partners in Flight: conservation of the land birds of the United States. American Bird Conservancy. Consultado en: <http://www.partnersinflight.org/description.php>
- Pereira, I. M., Andrade, L. A., Sampaio, E. V., y Barbosa, M. R. V. (2003). Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica*, 35 (2), 154-165.
- Peterson, A. T. (2011). Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, 38 (5), 817-827.
- Peterson, A. T., Navarro-Sigüenza, A. G., y Benítez-Díaz, H. E. S. I. Q. U. I. O. (1998). The need for continued scientific collecting; a geographic analysis of Mexican bird specimens. *Ibis*, 140 (2), 288-294.
- Peterson, A. T., Sánchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E., y Navarro-Sigüenza, A. G. (2006). Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling*, 195 (3), 229-236.

- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., y Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions (MPB-49)*. Princeton University Press.
- Peterson, A. T., Stockwell, D. R. B., y Kluza, D. A. (2002). Distributional prediction based on ecological niche modeling of primary occurrence data. *Predicting species occurrences: issues of scale and accuracy*. Island Press, Washington, DC, 617-623.
- Peterson, R. T., y Chalif, E. L. (1989). Aves de México. Guía de campo. Diana, México, DF.
- Peterson, T. A., y Cohoon, K. P. (1999). Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecological Modelling*, 117 (1), 159-164.
- Phillips, S. J., Dudík, M., y Schapire, R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. *In Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, ACM Press, New York, NY, USA, 655.
- Pineda López, R., Arellano Sanaphre, A., Almazán Núñez, R. C., López González, C., y González García, F. (2010). Nueva información para la avifauna del estado de Querétaro, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 26 (1), 47-57.
- Pineda-López, R., & Malagamba Rubio, A. (2011). Nuevos registros de aves exóticas en la ciudad de Querétaro, México. *Huitzil*, 12(2), 22-27.
- Pineda-López, R., Malagamba Rubio, A., Orranti, O., y José, A. (2013). Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México. *Huitzil*, 14(1), 56-64.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B. A. S., Schumacher, J., y Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17 (7), 2415-2427.
- Primack, R. B., Primack, R. B., Primack, R. B., y Primack, R. B. (2008). *A primer of conservation biology*. Sunderland: Sinauer Associates, 277
- Puga-Caballero, A., MacGregor-Fors, I., y Ortega-Álvarez, R. (2014). Birds at the urban fringe: avian community shifts in different peri-urban ecotones of a megacity. *Ecological Research*, 1-10. Ramírez-Bastida, P., Navarro-Sigüenza, A. G., y Peterson,

- A. T. (2008). Aquatic bird distributions in Mexico: designing conservation approaches quantitatively. *Biodiversity and Conservation*, 17 (10), 2525-2558.
- Rappole, J. H., y McDonald, M. V. (1994). Cause and effect in population declines of migratory birds. *Auk*, 111 (3), 652-660.
- Reed, J. M. (1992). A system for ranking conservation priorities for Neotropical migrant birds based on relative susceptibility to extinction. *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C 524-536
- Ríos-Muñoz, C. A., y Navarro-Sigüenza, A. G. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*, 20, 491-509.
- Rising, J. D. (2010). A guide to the identification and natural history of the sparrows of the United States and Canada. *A&C Black*. USA.
- Robbins, C. S., Sauer, J. R., Greenberg, R. S., y Droege, S. (1989). Population declines in North American birds that migrate to the Neotropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 86 (19), 7658-7662.
- Robillard, A., Garant, D., y Bélisle, M. (2013). The Swallow and the Sparrow: how agricultural intensification affects abundance, nest site selection and competitive interactions. *Landscape Ecology*, 28 (2), 201-215.
- Robinson, S. K. (1998). Another threat posed by forest fragmentation: Reduced food supply. *Auk*, 1 (115).1-3.
- Rodenhouse, N. L., y Holmes, R. T. (1992). Results of experimental and natural food reductions for breeding Black-throated Blue Warblers. *Ecology*, 73 (1), 357-372.
- Rojas-Soto, O. R., Martínez-Meyer, E., Navarro-Sigüenza, A. G., Oliveras de Ita, A., Gómez de Silva, H., y Peterson, A. T. (2008). Modeling distributions of disjunct populations of the Sierra Madre sparrow. *Journal of Field Ornithology*, 79 (3), 245-253.
- Rosete Vergés, F. A., Damián, P., Luis, J., y Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas*, (67), 39-58.

- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa. México.
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica mexicana. *Acta Botánica Mexicana*. 14: 3-21.
- Rzedowski, J., y McVaugh, R. (1966). La vegetación de Nueva Galicia. Smith II. *Contributions from the University of Michigan Herbarium IX (9)*: 1-123.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Segunda Sección. Distrito Federal: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 77.
- Sherry, T. W., y Holmes, R. T. (1996). Winter habitat quality, population limitation, and conservation of Neotropical-Nearctic migrant birds. *Ecology*, 77 (1), 36-48.
- Sillett, T. S., Holmes, R. T., y Sherry, T. W. (2000). Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science*, 288 (5473), 2040-2042.
- Silva, J. M. C., Uhl, C., y Murray, G. (1996). Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology*, 10 (2), 491-503.
- Siriwardena, G. M., Crick, H. Q., Baillic, S. R., y Wilson, J. D. (2000). Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography*, 23 (6), 702-719.
- Smith, A. C., Fahrig, L., y Francis, C. M. (2011). Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, 34 (1), 103-113.
- Smith, A. L., Ortiz, J. S., y Robertson, R. J. (2001). Distribution Patterns of Migrant and Resident Birds in Successional Forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 33 (1), 153-170.
- Soule, M. E., y Wilcox, B. A. (1980). Conservation biology. An evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, 95-117

- Stockwell, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13 (2), 143-158.
- Sutherland, W. J. (1998). The importance of behavioural studies in conservation biology. *Animal Behaviour*, 56 (4), 801-809.
- Temple, S. A., y Wiens, J. A. (1989). Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators. *American Birds*, 43 (2), 260-270.
- Terborgh, J. (1989). *Where have all the birds gone?: essays on the biology and conservation of birds that migrate to the American tropics*. Princeton University Press.
- Tews, J., Bert, D. G., y Mineau, P. (2013). Estimated Mortality of Selected Migratory Bird Species from Mowing and Other Mechanical Operations in Canadian Agriculture. *Avian Conservation and Ecology*, 8 (2), 1-18.
- Trejo, R. I. (1998). Diversidad de las selvas bajas de México: relación con el clima y el suelo. Tesis de Doctorado en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 210
- Turner II, B. L., Villar, S. C., Foster, D., Geoghegan, J., Keys, E., Klepeis, P. y Vance, C. (2001). Deforestation in the southern Yucatan peninsula region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management*, 154 (3), 353-370.
- Van-Horne, B. (1983). Density as a Misleading Indicator of Habitat Quality. *Journal of Wildlife Manage*, 47, 893-901.
- Velázquez, A., Mas, J. F., Gallegos, J. R. D., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., y Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, (62), 21-37.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., y Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647-664.
- Villard, M. A., Trzcinski, M. K., y Merriam, G. (1999). Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*, 13 (4), 774-783.

- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., y Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Wackernagel, M., y Rees, W. E. (2013). *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. New Society Publishers. British Columbia, Canada. 130-150
- Walcott, C. F. (1974). Changes in bird life in Cambridge, Massachusetts from 1860 to 1964. *Auk*, 90 (1) 151-160.
- Wiens, J. A., Hayward, G. D., Holthausen, R. S., y Wisdom, M. J. (2008). Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *Bioscience*, 58 (3), 241-252.
- Wiens, J. A., y Johnston, R. F. (2012). Adaptive correlates of granivory in birds. *Impact and Control*, In Pinowski J. y Kendeigh C. (eds). *Granivorous Birds in Ecosystems: Their Evolution, Populations, Energetics, Adaptations*. Cambridge University Press, Cambridge UK, 301-344.
- Wiens, J. A., y Rotenberry, J. T. (1981). Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs*, 21-41.
- Williams, J. B. (1996). A phylogenetic perspective of evaporative water loss in birds. *Auk*, 113 (2), 457-472.
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C., y Pressey, R. (1996). A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology*, 10 (1), 155-174.
- Yoon, J., Sillett S., Morrison, y S., Ghalambor C. (2012). Breeding density, not life history, predicts interpopulation differences in territorial aggression in a passerine bird. *Animal Behaviour*, 84, 515-521.
- Zamudio, S. (1984). *La vegetación de la cuenca del río Estórax, en el estado de Querétaro y sus relaciones fitogeográficas*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de México.
- Zuria, I. y Gates J. (2013). Community composition, species richness, and abundance of birds in field margins of central Mexico: local and landscape-scale effects. *Agroforestry Systems*, 87 (2), 377–393.

Zuria, I., y Gates, J. E. (2006). Vegetated field margins in Mexico: their history, structure and function, and management. *Human Ecology*, 34(1), 53-77.