



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

COMPARACIÓN ENTRE LAS
COMUNIDADES DE AVES DE LAS
HUERTAS DE AGUACATE Y EL BOSQUE
TEMPLADO EN EL ESTADO DE
MICHOACÁN, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

CLAUDIA TAPIA HARRIS

DIRECTOR DE TESIS: Dr. Jorge E. Schondube Friedewold

MORELIA, MICHOACÁN

JUNIO, 2013



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
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MORELIA
SECRETARÍA GENERAL
SERVICIOS ESCOLARES

DR. ISIDRO ÁVILA MARTÍNEZ
DIRECTOR GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR, UNAM
PRESENTE.

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la sesión 04 del H. Consejo Técnico de la ENES Unidad Morelia celebrado, el día 16 de abril del 2013, acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el Examen Profesional de la alumna **CLAUDIA TAPIA HARRIS** con número de cuenta **410033274**, con la tesis titulada: "**Comparación entre las comunidades de aves de las huertas de aguacate y el bosque templado en el estado de Michoacán, México**" bajo la dirección del Tutor.- **Dr Jorge Ernesto Schondube Friedewold**.

Presidente:	Dr. Roberto Lindig Cisneros
Vocal:	M. en C. Luis Miguel Morales Manilla
Secretario:	Dr. Jorge Ernesto Schondube Friedewold
Suplente:	Dr. Francisco Javier Espinosa García
Suplente:	Dr. Javier Salgado Ortiz

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Morelia, Michoacán a, 04 de junio del 2013.

DRA. EK DEL VAL DE GORTARI
COORDINADORA DE LA LICENCIATURA

CAMPUS MORELIA

Apartado Postal 27-3 (Santa Ma. De Guadalupe), 58090, Morelia, Michoacán
Antigua Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta
58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: (443)322.38.05 y (55)56.23.28.05
www.enesmorelia.unam.mx

AGRADECIMIENTOS

- A la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Licenciatura en Ciencias Ambientales y a todos los maestros que me apoyaron a lo largo de mi proceso universitario.
- Al financiamiento del presupuesto operativo del Laboratorio de Ecología Funcional del Centro de Investigaciones en Ecosistemas
- A los miembros del jurado por ser una parte esencial de esta tesis asesorada por Jorge:
 - o Roberto, Luis Miguel, Francisco y Javier
- Un agradecimiento especial al Sr. Manuel Echeverría, coordinador de la parte forestal y al Sr. Esteban López Soto, encargado del área de la huerta comunal de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro por brindarnos la oportunidad de trabajar con ellos.
- A todas las familias pertenecientes a dicha Comunidad que nos facilitaron el trabajo dentro de las huertas e hicieron de esta una experiencia grata donde nos trataron siempre con una excepcional amabilidad.
- A Alejandro Rebollar que me ayudó a lo largo de todo el proceso administrativo

DEDICATORIA

M y P

21 años (y cachito) a mi lado; esta tesis es para ustedes.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

- ☺ Quiero empezar agradeciendo muy fuertemente a mi tutor “Chon” por brindarme un año lleno de oportunidades y salidas de campo. Además de apoyarme desde el comienzo hasta el final de esta tesis e introducirme al maravilloso mundo de la aves y de la investigación científica. Fue un placer trabajar contigo.

- ☺ Quiero agradecer a mi familia, sobre todo a mis papás por su apoyo incondicional a lo largo de mi vida.

- ☺ A mis amigos que llegaron a convertirse en mi familia moreliana: han estado conmigo en las buenas y me han soportado en las malas. ¡Muchas gracias por todo!: Daniel, David, Iván, Jimena, Karem, Mariana, Natali y Tavo. Igualmente, a todas las personas que de alguna forma me acompañaron en la elaboración de esta tesis, especialmente a Andrés.

- ☺ Esta tesis no se hubiera realizado sin todas aquellas personas que me ayudaron en campo; Jorgito, Mariano, Omar y Pau pero sobre todo quiero agradecer a Luz y Adrián que vivieron conmigo los momentos más difíciles en campo.

- ☺ También quiero agradecer a todos los integrantes del Laboratorio de Ecología Funcional con las cuales pasé muchos días trabajando y riendo y que me ayudaron durante todo este año: Eli, Jorgito, Lety, Luz, Mariano, Memo, Moni, Omar, Pau, Rafa, Romeo y al jefe de los jefes Chon.

ÍNDICE

RESUMEN	6
ABSTRACT	6
INTRODUCCIÓN	8
ANTECEDENTES	10
<i>Efecto de la expansión agrícola en las aves</i>	10
<i>Efecto de las huertas de aguacate sobre las aves</i>	13
<i>Aves de la región</i>	15
OBJETIVOS	16
METODOLOGÍA	16
<i>Área de estudio</i>	16
<i>Sitios dentro del bosque</i>	18
<i>Huertas de aguacate</i>	19
<i>Puntos de conteo</i>	20
<i>Caracterización del hábitat</i>	22
<i>Redes de niebla</i>	22
<i>Análisis de datos</i>	23
<i>Representatividad del muestreo</i>	23
<i>Comparación entre hábitats</i>	23
<i>Estructura de las comunidades de aves</i>	24
<i>Recambio y similitud entre comunidades y gremios tróficos</i>	25
<i>Redes</i>	26
RESULTADOS	26
<i>Total de especies</i>	26
<i>Puntos de conteo</i>	26
<i>Redes</i>	34
DISCUSIÓN	36
<i>Patrones de riqueza y abundancia</i>	37
<i>Estructura de comunidades y gremios tróficos</i>	40
<i>Condición corporal, parásitos y reproducción</i>	44
<i>Vegetación</i>	45
<i>Implicaciones para la conservación</i>	46
CONCLUSIONES	47
REFERENCIAS	49
ANEXOS	56
<i>Anexo 1. Listado de las especies de aves registradas a lo largo del trabajo</i>	56
<i>Anexo 2. Listado de las especies de aves capturadas en las redes</i>	59

RESUMEN

Una de las principales amenazas para la biodiversidad es la deforestación provocada por la expansión agrícola. Michoacán es uno de los estados de México con mayores tasas de deforestación a nivel nacional debido, en gran medida, a la conversión de bosques a huertas de aguacate (*Persea americana*), lo que lo ha convertido en el productor más importante de este fruto a nivel nacional y mundial. Debido a que las aves son organismos indicadores de calidad de hábitat, comparamos las comunidades de aves de un bosque templado con las que se encuentran en huertas de aguacate tanto cercanas (HC), como alejadas (HA) del bosque. El trabajo lo realizamos en San Juan Nuevo Parangaricutiro, Michoacán. Utilizamos puntos de conteo con estimación de distancias (30/hábitat) para determinar la riqueza de especies y su densidad, y redes de niebla para medir condición corporal, ectoparásitos y reproducción de las aves en cada hábitat. Muestreamos en las temporadas de verano/otoño y en invierno. Encontramos 100 especies de aves en la zona de estudio. Las comunidades difirieron entre hábitats. Encontramos una mayor riqueza de especies en las huertas de aguacate que en el bosque. Hubo una mayor densidad y una comunidad de aves menos equitativa en el bosque. Tanto en el bosque como en ambos tipos de huertas, el gremio trófico más abundante fue el insectívoro (>50% de las especies). En el bosque los individuos presentaron mayor cantidad de grasa y de parásitos que en las huertas. También, en el bosque hubo un mayor número de especies con caracteres reproductivos activos que en las huertas, mientras que en estas hubo más juveniles, sugiriendo la posibilidad de procesos metapoblacionales entre los hábitats muestreados. Nuestros resultados indican que las plantaciones de aguacate no tienen un impacto tan negativo para las aves como otros tipos de sistemas agrícolas, y que, si se mantienen junto con manchones de bosque, pueden ser un sistema agroforestal importante para la conservación de aves en el occidente de México.

ABSTRACT

One of the biggest threats to biodiversity is the conversion of natural habitats to agricultural lands. Michoacán is one of the states of Mexico with higher deforestation rates due to the conversion of natural temperate forests to avocado orchards (*Persea americana*), being the biggest and most important producer of this fruit in the country and the world. Since birds can be used to determine habitat quality, we compared the bird communities of temperate forests with those of avocado orchards located both near (HC) and far away (HA) from the forest. We conducted our work in the community of San Juan Nuevo Parangaricutiro. We used point counts with distance sampling (30/habitat) to determine bird species richness and densities, and mist nets to measure body condition, ectoparasites and reproductive status of birds in all three habitats. We sampled during the end of summer/beginning of autumn and in winter. We

found 100 species in the study area. Bird communities differed between habitats. We found higher species richness in the avocado orchards than in the forest. There were higher densities and a less even bird communities in the forest. Insectivorous birds were the most common in the forest and the orchards (>50% of all species). In the forest birds had more fat and more ectoparasites than in the orchards. Also forest sites had a larger number of species with active brood patches, while orchards had a higher number of juveniles, suggesting the possibility of metapopulation dynamics among the studied habitats. Our results indicate that avocado orchards are better for birds than other agricultural systems, and if forest patches are maintained near them, they can act as an important agroforestry system that could help bird conservation in Western Mexico.

INTRODUCCIÓN

Una de las manifestaciones más evidentes de la actividad humana sobre el planeta ha sido la conversión de ecosistemas naturales a ecosistemas manejados intensivamente (Ramankutty *et al.* 2008). Actualmente, una de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial es la deforestación debido a la expansión agrícola y la explotación maderera (Botkin y Talbot, 1992; Opdam y Wiens, 2002; Santos y Tellería, 2006). Esta acelerada reducción en el área de bosques está directamente relacionada con el crecimiento de la población mundial y con nuevas tecnologías que facilitan la deforestación (Botkin y Talbot, 1992; Pain y Donald, 2002; Ramankutty *et al.* 2008). Se estima que alrededor de 5 mil millones de hectáreas, el equivalente al 38% de la superficie terrestre, presentan cambios en su vegetación original y se destinan actualmente a la producción de cultivos (Pain y Donald, 2002; Foley *et al.* 2011).

México es un país megadiverso y sus bosques templados se encuentran entre los de mayor riqueza biológica en el mundo, además de que tienen un enorme valor social y económico (Merino, 2004). Durante décadas, México ha sido uno de los países con mayores tasas de deforestación de Latinoamérica (Masera, 1996; WWF México, 2012). El 80% de la deforestación total a nivel nacional ocurre en bosques templados y en selvas del centro y sur del país (Masera, 1996; Bocco *et al.* 2001). Velázquez y colaboradores (2002) estimaron que 1.5 millones de hectáreas de bosque pasaron a ser cultivos durante los años de 1976 a 2000. Este proceso de cambio de uso de suelo ha generado extinciones locales y cambios poblacionales importantes en especies de diferentes grupos taxonómicos.

En particular, Michoacán tiene una extensión forestal de 1.69 millones de hectáreas, lo que representa el 29% del territorio estatal (Merino, 2004) y es uno de los estados con mayores tasas de deforestación a nivel nacional (Masera, 1996). El cambio de uso de suelo en los bosques de pino-encino del estado se debe en gran medida a la conversión de bosques naturales a huertas de aguacates, particularmente en el rango de distribución altitudinal que es apropiado para este frutal (Barsimantov y Navia, 2008; Montiel-Aguirre *et al.* 2008; Bravo *et al.* 2009). Michoacán es el estado que contribuye con la mayor superficie de cultivo de aguacate a

nivel nacional (>100,000 hectáreas) y se ha convertido en el productor más importante de este fruto tanto a nivel nacional como mundial (Ramírez, 2009; Gutiérrez-Contreras *et al.* 2010; Garibay y Bocco, 2011; Morales y Cuevas, 2011).

Toledo y colaboradores (2009) indican que 20% de las áreas ocupadas actualmente por huertas de aguacate se encontraban cubiertas por vegetación boscosa en 1996. Desde fines de la década de los años sesenta hasta la primera década de este nuevo siglo, la superficie del estado cubierta por huertas de aguacate incrementó entre seis y once veces, con un promedio de crecimiento de 4,500 ha/año entre 1995 y 2007 (Barsimantov y Navia, 2008; Morales y Cuevas, 2011). El motivo por el cual se llevan a cabo dichas plantaciones es satisfacer, en gran medida, la demanda del mercado internacional, lo cual convierte a este cultivo en un producto con grandes oportunidades económicas y sociales, razón por la cual se le llama el oro verde de México (Macías, 2009).

El cambio de uso de suelo de bosques templados a plantaciones de aguacate en Michoacán se debe a una combinación de diversos factores como la tala ilegal y el alto valor del producto en el mercado, aunado a que los requerimientos climáticos y de suelo óptimos para el cultivo del aguacate coinciden con los ecosistemas forestales de pino-encino en esta entidad (Bravo *et al.* 2009). El cultivo de este producto representa una fuente de empleo e ingresos para los habitantes de la zona en uno de los estados más marginados y pobres del país. El cambio de uso de suelo que se está viviendo es tan rápido que existe muy poca información sobre las implicaciones ecológicas, sociales o económicas de esta expansión de la frontera agrícola (Barsimantov y Navia, 2008). Por lo tanto, este estudio pretende generar información sobre los efectos del cambio de uso de suelo de bosques a huertas de aguacate en la biodiversidad utilizando como grupo de estudio a las aves.

Las aves son organismos que han sido utilizados frecuentemente como bioindicadores por ser un grupo diverso, móvil, llamativo y fácil de muestrear a diversas escalas (Villegas y Garitano-Zavala, 2008; MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Además, responden rápidamente

a cambios en la estructura de sus hábitats y a la cantidad de recursos disponibles en los mismos, sobre todo a nivel de comunidades (MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Por lo tanto en este trabajo comparamos las comunidades de aves que se encuentran en un bosque donde el pino es la especie vegetal dominante (para fines de este estudio, a partir de ahora se utilizará el término “bosque templado”) en buen estado de conservación con las que se encuentran en huertas de aguacates localizadas tanto cercanas, como alejadas del bosque. Nuestro trabajo incluye muestreos en la parte final de la temporada de reproducción (fin del verano, principios de otoño) y durante el invierno, cuando están presentes las aves migratorias de larga distancia. Adicionalmente evaluamos si la condición corporal y su estado reproductivo difieren entre dichos hábitats.

Esperamos encontrar diferencias en las comunidades de aves entre el bosque y las dos condiciones de huertas estudiadas. El bosque presentará comunidades de aves con mayor riqueza de especies, las cuales tendrán una distribución más equitativa de individuos de las distintas especies en comparación con las comunidades de los dos tipos de huertas. Adicionalmente los bosques tendrán un mayor número de especies especialistas e individuos con una mejor condición corporal y menor número de parásitos que aquellos de los sitios de huertas. Finalmente, esperamos que las huertas que estén rodeadas de bosque sean un mejor hábitat para la comunidad de aves que las huertas lejanas al bosque.

ANTECEDENTES

Efecto de la expansión agrícola en las aves

Como ya se mencionó, la agricultura representa la mayor proporción de uso de suelo por el hombre en el planeta (Foley *et al.* 2011). Por lo mismo, existen muchos trabajos donde se habla acerca del efecto negativo que esto ha generado sobre los hábitats naturales, especialmente en cuanto a la disminución de la biodiversidad (Foley *et al.* 2011; Lambin y Meyfroidt, 2011; Bilenca *et al.* 2012; Broadbent *et al.* 2012; Richards *et al.* 2012). Para fines de este estudio, buscamos artículos donde se compararan las comunidades de aves que utilizan áreas agrícolas

con aquellas presentes en sus respectivos hábitats naturales. Este tipo de estudios muestran resultados diversos y patrones contrastantes.

El primer patrón encontrado fue que reemplazar un hábitat natural por un sistema agrícola genera una comunidad de aves con una menor cantidad de especies. Siendo la mayoría de estas especies relativamente comunes (Schulze *et al.* 2004; Barlow *et al.* 2007; Sekercioglu, 2012). Incluso, se ha encontrado que en monocultivos como las plantaciones de eucalipto, de otras especies exóticas, de caña de azúcar y palma de aceite, la comunidad de aves, además de tener una menor riqueza, tiene una menor abundancia que en su respectivo hábitat natural (Petit *et al.* 1999; Edwards *et al.* 2010; Hsu *et al.* 2010; Maglianesi-Sandoz, 2010). Otro patrón que se ha encontrado que es similar al anterior, es que en áreas agrícolas, las comunidades de aves, además de tener una menor riqueza, tienden a tener mayores abundancias, lo que genera comunidades dominadas por unas pocas especies generalistas (Schondube *et al.* 2010; Azman *et al.* 2011; MacGregor-Fors y Schondube, 2011; MacGregor-Fors *et al.* 2012).

Un tercer patrón obtenido, fue el contrario del primero. Esto es que, algunas veces, el hábitat modificado alberga tanto una mayor riqueza como una mayor abundancia de aves que el propio hábitat natural. Tal es el caso del café bajo sombra (Moguel y Toledo, 1999; Petit *et al.* 1999; Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004), de algunas plantaciones forestales (Lantschner y Rusch, 2007) y de plantaciones de cacao y algunos árboles frutales (Dallimer *et al.* 2012).

Un cuarto y último patrón fue que aunque un hábitat natural como el bosque tropical seco tiene una comunidad más diversa y equitativa que los cultivos y pastizales activos que lo rodean, las huertas frutales tienden a presentar comunidades de aves que no son tan diferentes a los del bosque (MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Por lo mismo es importante resaltar que, a pesar de que las actividades agropecuarias tienen efectos negativos en la biodiversidad, sus efectos dependen del tipo de sistema agrícola, del historial de uso del sitio, y de la estructura del paisaje donde se encuentre.

Como ejemplo concreto, Estrada y colaboradores (1997) compararon las comunidades de aves de diversos hábitats agrícolas con las de una selva tropical en los Tuxtlas, Veracruz, y encontraron que existen cultivos que son más benéficos para las aves que otros. En su trabajo descubrieron que el mejor cultivo para la conservación de aves es el cacao, seguido por el café, las cercas vivas, las plantaciones mixtas de cacao y café, cítricos, pimienta, maíz, chile jalapeño, los pastizales y por último el que tuvo un mayor efecto negativo fueron las plantaciones de plátano.

Diferentes tipos de cultivo y manejo agrícola generan diferentes hábitats para las aves, presentando diferencias estructurales importantes y de abundancia y diversidad de recursos. Estas diferencias generan hábitats con diferentes calidades que producen diferentes impactos en la biodiversidad. En el caso de las aves, se ha visto que la estructura del hábitat influye más la composición y abundancia de la comunidad que la diversidad de plantas presentes (Lane *et al.* 2011), por lo que a medida que haya más árboles y estratos en un hábitat, habrá un mayor número de especies de aves, ya que hay mayor disponibilidad de alimento, refugios para poder esconderse de sus depredadores y sitios para la reproducción y el descanso (Estrada *et al.* 1997; Cárdenas *et al.* 2003; Jones *et al.* 2012; Mulwa *et al.* 2012).

Se ha encontrado también que los cultivos con mayor heterogeneidad (policultivos) tienen una mayor riqueza de especies de aves que los monocultivos (Calvo y Blake, 1998; MacGregor-Fors y Schondube, 2011; Codesido *et al.* 2013). Esto parece deberse a la complejidad estructural del hábitat y a la mayor diversidad de recursos alimenticios presentes. Además, para que un cultivo tenga una comunidad de aves más diversa y abundante, es crucial la cercanía que tenga con el hábitat natural. (Komar, 2006; Hernández-Maya, 2010; Hsu, *et al.* 2010; Cerezo *et al.* 2011; Moreno-Mateos *et al.* 2011). De este modo, los hábitats agrícolas cercanos a manchones de vegetación natural pueden llegar a convertirse en una especie de ecotono, el cual puede ser incluso más diverso que los hábitats que lo rodean por separado (Moguel y Toledo, 1999; Komar, 2006; Wu *et al.* 2009).

En resumen, el impacto que tienen las áreas agrícolas sobre la diversidad de aves puede ser negativo o positivo, y la forma en que la agricultura afecta a la diversidad de aves es contexto-dependiente. Las comunidades de aves responderán según las características del lugar en el que se encuentren, sobre todo en relación con la estructura del hábitat, la diversidad de recursos alimenticios y la cercanía y tamaño de manchones de hábitat natural. Por lo tanto, los efectos de las actividades agrícolas sobre las aves varían de forma importante entre sitios y entre tipos de cultivo (Lantschner y Rusch, 2007; Mulwa *et al.* 2012).

Efecto de las huertas de aguacate sobre las aves

Existen muy pocos estudios sobre el efecto que las huertas de aguacate tienen sobre las comunidades de aves. En Venezuela (Verea *et al.* 2011) se encontró una menor riqueza de especies de aves en una huerta de aguacate de 9 hectáreas que en el bosque, y en otros cultivos arbolados como el cacao, café y naranjo. Sin embargo tuvieron un número superior de especies de aves que los monocultivos de plátano. Para llevar a cabo su estudio, utilizaron redes de niebla montadas en una huerta de aguacate, inmersa en una matriz de un paisaje altamente alterado, muestreando por un total de 1056 horas red en época de secas y 1056 en época de lluvias. Atraparon un total de 608 individuos pertenecientes a 41 especies.

Además, por observaciones extras registraron otras 13 especies, dando un total de 54 especies de aves que utilizan de manera directa o indirecta las huertas de aguacate. De las especies capturadas, aproximadamente la mitad fueron consideradas comunes y la otra mitad raras, y 41% fueron propias de áreas alteradas. No capturaron aves endémicas ni amenazadas, por lo que los autores sugieren que la huerta de aguacate es un ambiente muy perturbado, no óptima para la conservación de la avifauna. Sin embargo, establecen que hubo una alta proporción de especies migratorias (7%) en comparación con otros cultivos de la región. También encontraron 8 gremios tróficos donde los más abundantes fueron los insectívoros (32%), seguido por los granívoros (22%) y por último, observaron nidos activos de 7 especies, lo que indica que algunas aves llevan a cabo su reproducción dentro de dichas huertas.

Existen dos tesis de licenciatura que han estudiado el efecto que las huertas de aguacate tienen sobre las comunidades de aves específicamente en Michoacán: Gamiño-Molina (2010) y Hernández-Maya (2010). La primera llevó a cabo una comparación entre la avifauna de un bosque de pino-encino y la de una huerta de aguacate en el predio “La Alberca” en el municipio de Uruapan por 20 días en otoño de 2010. La segunda trabajó en huertas de aguacate con fragmentos remanentes de bosque de pino-encino ubicados en los municipios de Ziracuaretiro y Taretan y en huertas de aguacate sin fragmentos de bosque en los municipios de San Juan Nuevo Parangaricutiro y Uruapan saliendo mensualmente por mínimo 2 días desde el mes de julio de 2008 hasta marzo de 2010. En ambas tesis se utilizaron los métodos de búsqueda intensiva, puntos de conteo y redes de niebla.

Ambos trabajos encontraron que los hábitats con vegetación nativa tuvieron una mayor riqueza y abundancia de aves que las huertas únicamente de aguacate. También, encontraron que, en general, hubo un número alto de especies raras (con poca abundancia) en todos los hábitats que se estudiaron, sin embargo, en las huertas de aguacate con remanentes de bosque la cantidad de especies raras fue más baja que en las huertas sin remanentes (Hernández-Maya, 2010). Además, encontraron porcentajes de similitud parecidos entre los hábitats con vegetación nativa y las huertas de aguacate sin parches de bosque (30% en el caso de Gamiño-Molina, 2010; y 40% en el trabajo de Hernández-Maya, 2010).

Gamiño-Molina (2010) encontró un total de 147 especies en su área de estudio y una mayor dominancia dentro de la comunidad de aves del bosque de pino-encino en comparación con la presente en las huertas. También, observó que el bosque tuvo 14 especies únicas (la mayoría insectívoros) mientras que en las huertas tan sólo hubo 5 especies únicas (principalmente granívoras y omnívoras). De las 147 especies, 110 fueron residentes y 32 migratorias de invierno. Además, encontró que dentro del área de estudio, 65% de las especies fueron insectívoras, 16.3% omnívoras, 7.5% granívoras y 2.7% frugívoras y un total de 29 especies compartidas entre ambos hábitats.

Por su parte, Hernández-Maya (2010) encontró un total de 128 especies. Dentro de las huertas de aguacate sin remanente de bosque, las especies más abundantes fueron aquellas asociadas a zonas urbanas y áreas perturbadas, mientras que en las huertas con fragmentos de bosque encontró una comunidad de aves más compleja con algunas especies propias del bosque. Además, observó que 4 especies de las huertas con remanentes de bosque se encuentran en alguna categoría de riesgo de la NOM, mientras que en las huertas sin remanente hubo tan sólo 2 especies en riesgo. Aproximadamente una cuarta parte de todas las especies son endémicas a México, porcentaje similar entre los dos hábitats. En las huertas sin bosque hubo una mayor proporción de especies residentes, y de aves con dietas omnívoras y granívoras que en las huertas con fragmento de vegetación nativa. En estas últimas, el porcentaje de migratorias y de insectívoras fue mayor. Como conclusión la autora indica que la presencia de bosque nativo es indispensable para mantener una diversidad avifaunística alta en la región, sobre todo si se quiere conservar a las especies endémicas (Hernández-Maya, 2010).

Aves de la región

Se han llevado a cabo diversos estudios sobre la avifauna de la Meseta Tarasca, específicamente en la región aguacatera de Uruapan y San Juan Nuevo Parangaricutiro. Se ha encontrado hasta un máximo de 192 especies de aves en la zona de Tacámbaro (124 especies en bosque de pino, 120 en bosque tropical caducifolio y 100 en bosque de pino-encino; Hernández-Maya, 2010), seguido por entre 128-182 especies en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, ubicado en Uruapan (Chávez-León, 2007), y para San Juan Nuevo Parangaricutiro se ha reportado la menor riqueza de especies de la zona, la cual varía entre 77 y 101 especies (Sosa, 2003).

En el Parque Nacional de Uruapan, Chávez-León (2007) encontró 15 especies endémicas y 7 especies que pertenecían a un grupo de riesgo de la NOM, mientras que Villaseñor (2005) encontró un total de 40 especies endémicas y 12 que se encuentran en riesgo. Este lugar tuvo una mayor presencia de especies residentes y, debido a que es un Parque Nacional que

conserva mucha vegetación nativa, se considera como un refugio importante para la conservación de aves de la región (Chávez-León, 2007).

El estudio más reciente de la avifauna de nuestro sitio de estudio (San Juan Nuevo Parangaricutiro) lo llevó a cabo Sosa (2003), quien encontró una proporción alta de especies migratorias (22%) en comparación con otras regiones similares. También, de las 101 especies que registró, 6 se encuentran en algún grupo en riesgo y 44 especies prefieren hábitats sin perturbación, 11 especies prefieren ambientes perturbados y los demás no tienen preferencia alguna. En relación a los gremios tróficos, observó que 40 especies son insectívoras, 27 son omnívoras y 13 granívoras.

OBJETIVOS

- ❖ Comparar las comunidades de aves que se encuentran en un bosque templado con las que se encuentran en huertas con manejo intensivo de aguacates tanto cercanas como alejadas del bosque dentro de un mismo piso altitudinal.
- ❖ Comparar si existen diferencias entre las comunidades de aves durante el final del verano y principios de otoño (temporada de reproducción y premigración) y el invierno (temporada de migración).
- ❖ Evaluar si la condición corporal de las aves y su estado reproductivo difieren entre las huertas y el hábitat natural.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP), perteneciente a la etnia purépecha, se ubica en el municipio de Nuevo Parangaricutiro, en la zona centro-occidente del

estado de Michoacán, entre las coordenadas 19°21'00" y 19°24'45" de latitud N y 102°08'15" y 102°17'30" de longitud O (Figura 1; Medina *et al.* 2000) y es de los municipios del estado que tiene mayor producción de aguacate. La CINSJP además de tener huertas de aguacate con el manejo tecnificado más común de la zona, tiene una gran superficie de bosque con diferentes niveles de manejo. Dado que la comunidad nos permitió tener acceso a sus terrenos, fue posible trabajar tanto en las huertas como en el bosque bajo un mismo permiso, evitándonos tener que interactuar con varios propietarios particulares para obtener múltiples accesos.



Figura 1. Ubicación de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México.

El bosque de la CINSJP es manejado intensamente, ya que se llevan a cabo actividades como la extracción de madera y resina y ganadería. A pesar de esto, debido a la existencia de lineamientos de manejo sostenible en la comunidad (que cuenta con un certificado internacional), este sigue manteniendo una estructura de sotobosque y dosel parecido a la de bosques con poco uso. Consideramos que los bosques templados de la comunidad, al recibir diversas formas de manejo, son representativos de otros bosques de nuestro país. Esto se debe

a que los bosques de México, tanto dentro como fuera de áreas naturales protegidas, tienden a tener diversas formas de manejo que incluyen la extracción de madera y la presencia de ganado, entre otras actividades (Cotler, 2007; Pavón *et al.* 2012). Además, la comunidad es conocida por su alto grado de organización social en cuanto al manejo de recursos y a la toma de decisiones, a su capacidad de gestión con el sector gubernamental y a la implementación de actividades productivas que buscan el aprovechamiento integral y racional de sus recursos naturales (Bocco *et al.* 2000; Velázquez *et al.* 2003b).

La CINSJ cuenta con aproximadamente 1,300 comuneros. A pesar de que todos los comuneros comparten la propiedad en su totalidad, esta se encuentra dividida en lo que se les denomina “cuarteles” de tamaños desiguales que van de una a 50 hectáreas (Certificación de Manejo Forestal, 2002). El territorio de la comunidad tiene una superficie aproximada de 18 mil hectáreas y se encuentra entre las altitudes de 1,800 y 3,200 msnm (Medina *et al.* 2000; Velázquez *et al.* 2003a). En la parte norte de la comunidad, 1,684 hectáreas están cubiertas totalmente por lavas volcánicas debido a la erupción del volcán “Paricutín” en 1943 (Velázquez *et al.* 2003a).

La zona posee un clima templado húmedo con abundantes lluvias en verano. La precipitación promedio anual es de 1,200 mm concentrada entre los meses de mayo y octubre, y la temperatura media anual es de 18°C (Velázquez *et al.* 2003a). La vegetación predominante en la zona corresponde a bosques templados de altura donde destacan los bosques de pino, encino, abeto y sus respectivas asociaciones (Velázquez *et al.* 2003a). El uso de suelo incluye agricultura de subsistencia (maíz, frijol y chile), cultivos perennes (aguacate y durazno), ganadería extensiva y aprovechamiento de madera y resina en los bosques (Fregoso *et al.* 2001; Velázquez *et al.* 2003a).

Sitios dentro del bosque

De las aproximadamente 18,000 hectáreas que tiene la CINSJP, 11,000 están cubiertas por bosques templados, de las cuales 10,400 están bajo alguna forma de manejo forestal. El manejo

que se le brinda al bosque consta de la extracción de resina, la tala de pino para el uso de su madera y su consecuente reforestación. La Empresa Forestal de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro regula las actividades del bosque y tiene la reputación de ser una de las iniciativas más exitosas de manejo forestal comunitario en México (Certificación de Manejo Forestal, 2002). Para este estudio, trabajamos dentro de un área del bosque que la comunidad utiliza como zona de conservación con un mínimo nivel de manejo. Esta zona se encuentra entre los 2266 y los 2558 msnm (Figura 2).

Huertas de aguacate

Muestreamos dos zonas de huertas con diferentes características: 1) huertas cercanas al bosque (de aquí en adelante HC) y 2) huertas alejadas del bosque (de aquí en adelante HA). Las primeras (HC) se localizan en la parte sur de la CINSJP y trabajamos en 4 huertas con un área de entre 0.5 y 0.7 km² cada una. Son huertas maduras con árboles de entre 30 y 50 años de edad y se ubican en laderas colindando con el bosque, a una altitud promedio de 2,320 msnm. Las segundas (HA) también fueron 4 huertas y el área varió desde 0.1 hasta 1.1 km² cada una; se encuentran al noroeste de la CINSJP a aproximadamente 2,200 msnm, y tienen árboles de la misma edad que las huertas ubicadas al sur. Sin embargo, éstas se encuentran en un terreno plano cercano al volcán “Paricutín”, y están rodeadas por áreas abiertas (arenales y cultivos) y por pequeños parches de bosque. El parche más grande de la zona es de aproximadamente tres km² y se encuentra a 2.2 km de distancia del punto de muestreo más cercano ubicado dentro de una huerta.

En ambos tipos de huertas se lleva a cabo el mismo tipo de manejo tecnificado, el cual es el de uso más común en la región. Este manejo implica el uso, cada 2 meses, de fertilizantes y plaguicidas adicionados con algunos productos orgánicos. Además, no se permite que crezca vegetación debajo de los árboles, siendo ésta removida activamente con maquinaria o a mano, dependiendo del relieve del terreno. La única diferencia en cuanto al manejo de ambas zonas de huertas es que en aquellas alejadas del bosque, donde el terreno es plano, no es necesario “cajetear” los árboles. Esto último se realiza sólo en terrenos con pendiente e implica hacer un

cajete o bordo alrededor del árbol para garantizar que se retengan tanto los fertilizantes como la humedad y nutrientes del suelo.

Puntos de conteo

Para describir a las comunidades de aves utilizamos la metodología de puntos de conteo con radio ilimitado (Bibby *et al.* 2000). Esta técnica permite determinar las especies de aves y sus densidades de forma eficiente y rápida, presentando pocos sesgos y siendo poco afectada por la estructura del hábitat. El muestreo se llevó a cabo a principios de octubre de 2012 y a mediados de enero de 2013. Dicha técnica consiste en registrar a todas las aves que se escuchan y observan durante 5 minutos, midiendo la distancia del observador a la posición original de cada ave detectada. Las distancias se midieron con un telémetro (“Bushnell Yardage Pro Rangefinder”).

Todos los puntos de conteo se llevaron a cabo por la mañana entre el amanecer y el medio día y por la tarde de las 16:00 hasta las 18:00 horas. Los puntos de conteo estuvieron separados por una distancia mínima de 200 m para asegurar su independencia y evitar contar a una misma ave desde diferentes puntos (Hutto *et al.* 1986). Muestreamos 30 puntos por hábitat (bosque, HC y HA), para un total de 90 puntos de conteo independientes por temporada. Estos puntos permanecieron fijos a lo largo de ambas temporadas (Figura 2), a excepción de un punto en el bosque que debido a la falta de accesibilidad se tuvo que cambiar, realizando así un total de 180 puntos de conteo a lo largo del trabajo.

El área de la comunidad representa una zona de 180 km², y las zonas muestreadas utilizando puntos de conteo fue de aproximadamente 18.5km². La distancia en línea recta de los puntos de conteo más cercanos de las HC y del bosque fue de 11 km mientras que de las HA fue de 7km. La distancia en línea recta entre las huertas fue de aproximadamente 17 km.

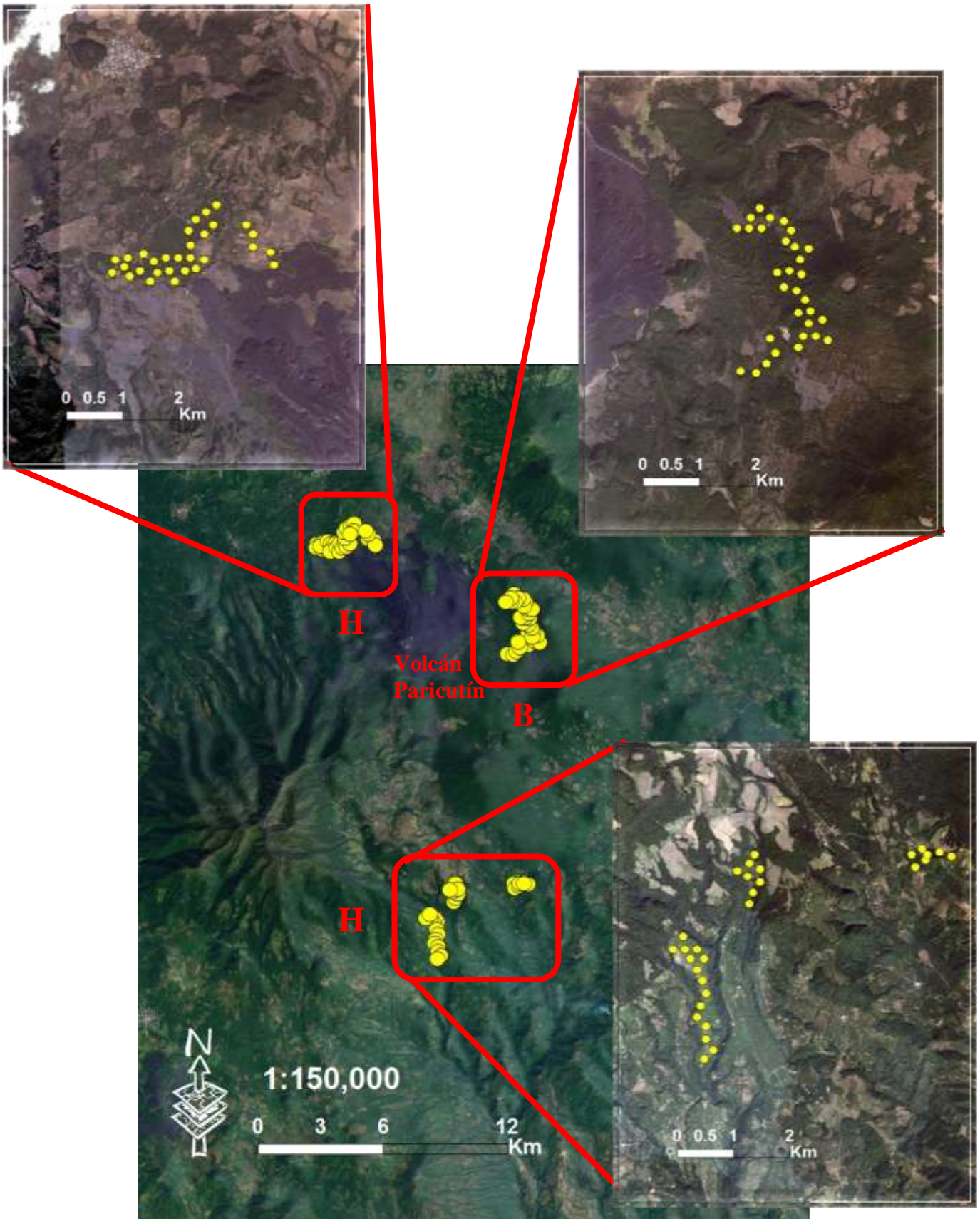


Figura 2. Posición de los puntos de conteo. B= Bosque, HC= Huertas cercanas al bosque y HA= Huertas alejadas del bosque.

Caracterización del hábitat

Para caracterizar las condiciones de los tres hábitats muestreados (bosque, HC y HA), en los mismos sitios donde llevamos a cabo los puntos de conteo, se registraron el número de estratos de la vegetación (árboles, arbustos, herbáceas), la altura y el porcentaje de cobertura de cada estrato, y el diámetro a la altura del pecho máximo y mínimo de los árboles presentes en el sitio (Ralph *et al.* 1996). Esta información permitió relacionar los datos de riqueza y abundancia de aves con las condiciones del hábitat.

Redes de niebla

Adicionalmente a los puntos de conteo, y con la finalidad de determinar la presencia de aves en estado reproductivo y de individuos juveniles, se colocaron 10 redes de niebla (12 m de largo por 2.5 de alto con una luz de malla de 30 mm) en cuatro sitios de bosque y en tres sitios en cada tipo de huerta, tanto a finales del verano e inicio de otoño, como en el invierno. En el bosque buscamos sitios donde hubiera un sotobosque cerrado y que no estuviera dominado por pocas especies vegetales. En las huertas buscamos sitios donde las ramas de los árboles fueran relativamente bajas, y dejaran poco espacio libre entre los distintos árboles. Además, se buscaron sitios a los que no les diera directamente la luz del sol, ya que esto aumenta la detectabilidad de las redes por las aves, y disminuyen las tasas de captura. Las redes se abrieron una mañana por sitio, por un periodo de 6 horas a partir del amanecer para un total de 240 horas red en el bosque y 180 horas red en cada una de los tipos de huertas.

Las aves capturadas fueron identificadas utilizando guías de campo (Howell y Webb, 1995; Sibley, 2001; National Geographic, 2002). Se determinó su edad (utilizando el patrón de muda y procesos de osificación craneal) y sexo (por medio de caracteres reproductivos (presencia de cloacas reproductivas y/o parches de incubación), y dimorfismo sexual tanto en plumaje como en tamaño), la presencia de caracteres reproductivos como indicador de actividad de reproducción en el sitio (protuberancias cloacales y/o parches de incubación), cantidad de grasa (medida como cantidad de grasa subcutánea en la región corporal,

principalmente en la fúrcula, vientre y costados), presencia y estado de muda, calidad de plumaje (medido como cantidad de desgaste en la porción distal de las remiges) y presencia de ectoparásitos en las plumas de vuelo, se les midió la cuerda alar y el tarso y finalmente, fueron pesadas antes de ser marcadas y liberadas.

Análisis de datos

Representatividad del muestreo

Para determinar si los datos obtenidos durante los puntos de conteo eran representativos de la riqueza de aves en la zona, y en cada uno de los hábitats, tanto por temporada como en total, calculamos los valores de Chao1 y Mao Tau con el programa EstimateS 7.52 (Colwell, 2005). Este programa aleatoriza los datos (en este trabajo se aleatorizaron 1000 veces para poder reducir los sesgos producidos por el método) y obtiene los valores para las especies observadas (Mao Tau) y especies esperadas (Chao 1) de cada hábitat en cada temporada. Se eligió trabajar con Chao 1 ya que se basa en abundancias y en el número de especies raras (como singletons/doubletons). A partir de estos datos, se estimó el porcentaje de completitud para conocer la representatividad de los datos con la siguiente fórmula (Colwell, 2005):

$$\frac{S_{obs}}{S_{esp}} * 100$$

donde Sobs= especies observadas y Sesp= especies esperadas.

Comparación entre hábitats

Para comparar los valores de la riqueza de especies de aves del bosque y de las dos zonas de huertas usamos un análisis de rarefacción llevado a cabo en el programa EstimateS 7.52 (Colwell, 2005). Este análisis genera una estimación por medio del remuestreo repetido de muestras compartidas, permitiendo la comparación estadística de diferentes hábitats estandarizando por unidad de muestreo. Para determinar si los valores de la riqueza de especies eran estadísticamente diferentes entre los tres hábitats para cada temporada y

durante ambas temporadas, comparamos sus intervalos de confianza del 95%. Si los intervalos de confianza no se sobreponían entonces los valores fueron considerados estadísticamente diferentes con un $\alpha < 0.01$ (Payton *et al.* 2003).

Adicionalmente determinamos las densidades de aves por hectárea por hábitat tanto en verano/otoño como en invierno y durante ambas temporadas con el programa Distance 6 (Thomas *et al.* 2009). Este programa permite diseñar y analizar trabajos muestreados con distancias de poblaciones silvestres y, al igual que para la riqueza, si los intervalos de confianza se sobreponían entonces consideramos que los valores eran estadísticamente iguales.

Estructura de las comunidades de aves

Comparamos la estructura (dominancia/homogeneidad) de las comunidades de aves por medio de curvas de rango-abundancia (curva de Whittaker; Magurran, 2004). Las curvas de rango/abundancia sirven para representar la distribución de la abundancia de individuos entre las diferentes especies de una comunidad. Estas curvas indican las diferencias en la estructura de las comunidades con sus pendientes, representando diferentes modelos de repartición de recursos entre los miembros de las comunidades. Las curvas con una pendiente pronunciada representan comunidades dominadas por unas pocas especies que acaparan la mayoría de los recursos, mientras que las curvas con pendientes de poca inclinación representan comunidades donde la distribución en el uso de recursos es más equitativa (Magurran, 2004).

Comparamos las curvas de rango-abundancia por medio de un análisis de covarianza utilizando el programa JMP 9.0.1. Esto lo hicimos para las 9 combinaciones posibles: 1) bosque y HC, 2) bosque y HA, 3) HC y HA, 4) bosque y HC en verano/otoño, 5) bosque y HA en verano/otoño, 6) HC y HA en verano/otoño, 7) bosque y HC en invierno, 8) bosque y HA en invierno y 9) HC y HA en invierno.

Recambio y similitud entre comunidades y gremios tróficos

Llevamos a cabo un análisis multivariado de conglomerados (*cluster*) de Bray-Curtis para conocer el grado de similitud de las comunidades de aves de los tres hábitats uniendo ambas temporadas utilizando el programa PAST (Hammer *et al.* 2001). Este es un análisis taxonómico ponderado por las abundancias de las especies.

Para contrastar la composición de los gremios tróficos de la comunidad de aves del bosque y los dos tipos de huertas, cada especie se clasificó dentro de uno de seis gremios tróficos (insectívoro, granívoro, frugívoro, nectarívoro, omnívoro y carnívoro) con base en el alimento principal documentado para cada especie por el Cornell Lab of Ornithology (2013), MacGregor-Fors (2010) y Maya-Elizarrarás (2010). Comparamos la proporción de especies por gremio trófico de los tres hábitats. Adicionalmente, usamos esta información para realizar un análisis multivariado de conglomerados de Bray-Curtis para evaluar las diferencias en la composición de los gremios tróficos con el programa PAST (Hammer *et al.* 2001).

Asimismo, para evaluar las tasas de recambio de las especies entre las diferentes comunidades de aves encontradas en los tres hábitats estudiados por temporada y durante todo el periodo de tiempo, calculamos un índice de disimilitud β_{sim} (Lennon *et al.* 2001). Este índice cuantifica la magnitud relativa de las ganancias o pérdidas de especies en relación a la muestra con el menor número de especies únicas. Así, β_{sim} permite la identificación de cambios en la composición de la comunidad de aves, o pérdidas de especies, en relación al hábitat con la riqueza más baja de especies. Además, calculamos el β_{sim} de la periferia y el centro de las huertas para conocer si las comunidades de aves cambian dentro de las mismas. Para que los datos representaran similitud en lugar de disimilitud, utilizamos el valor de $1 - \beta_{sim}$ (Lennon *et al.* 2001).

Por último, hicimos un análisis de regresión lineal múltiple para evaluar cómo la riqueza de especies y la abundancia responde a las características del hábitat. Se llevó a cabo un análisis para determinar qué variables del hábitat estaban auto correlacionadas, y solamente utilizamos

las que no lo estaban. Utilizamos las siguientes variables: porcentaje de cobertura de árboles, arbustos y herbáceas y sus alturas máximas. El análisis lo llevamos a cabo utilizando el programa JMP 9.0.1.

Redes

Para obtener la condición corporal de los individuos, que es una representación de la calidad de los mismos, calculamos la cantidad de grasa almacenada y un índice donde se corrige la masa por la longitud del ala como un indicador del tamaño corporal (gr/mm; Lucas *et al.* 2006; Johnson, 2007). Esto permite estandarizar datos evitando que las diferencias del peso corporal entre individuos sean generadas por la variación en sus tamaños corporales.

De los datos obtenidos en redes, comparamos la cantidad de grasa, la cantidad de parásitos, el número de plumas con parásitos y el índice de condición corporal entre los tres hábitats utilizando un análisis de Kruskal-Wallis en JMP 9.0.1.

RESULTADOS

Total de especies

Se registraron un total de 100 especies en el área de estudio, de las cuales 57 se encuentran en el bosque, 70 en las HC y 62 en las HA (Anexo 1). De estas 100 especies, 78% son residentes y 22% migratorias (Conabio, 2008). Además, 21% tienen algún tipo de endemismo para México (i.e., son endémicas, cuasiendémicas o semiendémicas) y, a pesar de que ninguna especie se encuentra en alguna categoría de la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 3 especies están enlistadas dentro de una de las cuatro categorías de riesgo de la Norma Oficial Mexicana (NOM-059; Conabio, 2008); *Myadestes occidentalis* y *Ridgwayia pinicola* están sujetas a protección especial y *Geothlypis tolmiei* se encuentra amenazada.

Puntos de conteo

Los índices de Chao1 (especies esperadas) y Mao Tau (especies observadas) indicaron que nuestro muestreo en campo fue representativo para el bosque y las HC, sin embargo, las especies esperadas en las HA fueron superiores a las especies observadas en dicho hábitat. Por lo tanto, tenemos una buena representación de la comunidad de aves del bosque (92%), y de las HC (73%), pero para las HA el esfuerzo de muestreo no fue suficiente a pesar de que se encontraron más de la mitad de las especies que se estima que existen dentro de ellas (67%).

Para la temporada de verano/otoño, los índices indicaron que nuestro muestreo de la riqueza de especies de aves en el área de estudio fue representativo, cubriendo el 73% del total de especies potenciales para la zona. Cuando hacemos este análisis por hábitat, encontramos que tenemos un muestreo representativo para la comunidad de aves del bosque (67%) y de las HA (73%), sin embargo, para las HC el esfuerzo de muestreo no fue suficiente para representar la riqueza de especies esperadas (49%).

El total de especies observadas en todos los hábitats durante la temporada de invierno fue representativo con un 78% de completitud de todas las especies potenciales. Los hábitats donde las especies observadas cayeron dentro del rango de las especies esperadas fueron el bosque (82%) y las HC (67%). Sin embargo, durante esta temporada, el esfuerzo de muestreo no fue suficiente para poder representar adecuadamente la comunidad de aves en las HA, ya que se representó el 57% del total de especies que ahí se estima que existen.

Nuestro análisis de rarefacción muestra que la riqueza de especies fue estadísticamente diferente entre el bosque y las HC cuando juntamos los resultados de ambas temporadas a un punto de corte de 347 individuos, habiendo un menor número de especies de aves dentro del bosque. Las HA no fueron estadísticamente diferentes a los otros dos hábitats. Tanto en verano/otoño como en invierno, los tres hábitats no presentaron diferencias estadísticas significativas entre sí a un punto de corte de 166 y 181 individuos respectivamente (Figura 3a).

Por último, no encontramos diferencias significativas cuando comparamos los datos de riqueza para toda la región entre temporadas (punto de corte de 528 individuos).

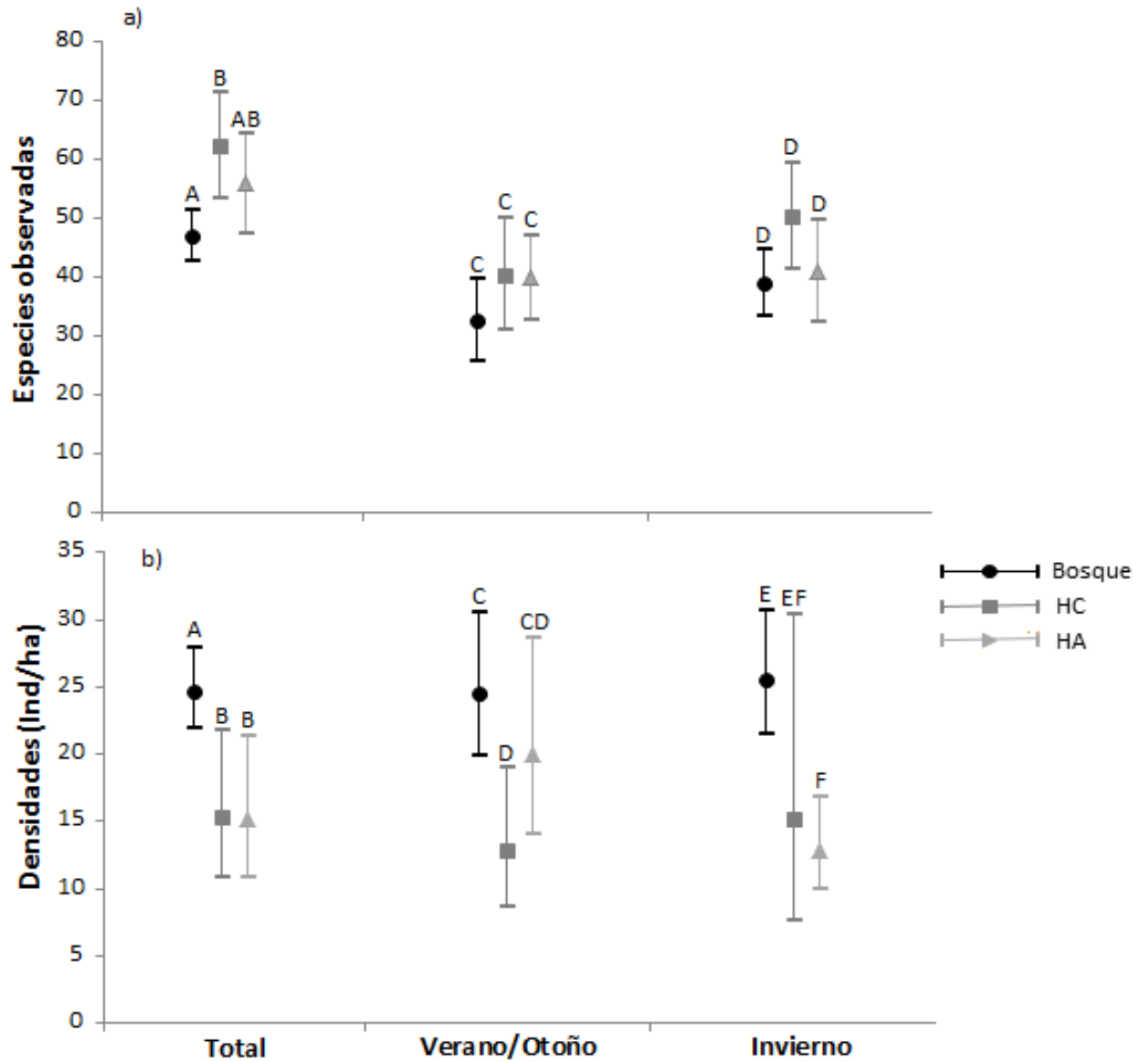


Figura 3a. Especies observadas en cada hábitat por temporada (en verano/otoño a un punto de corte de 166 individuos; en invierno a un punto de corte de 181 individuos) y en ambas temporadas (n=347). Figura 3b. Número de individuos por hectárea en cada hábitat por temporada y en ambas temporadas (HC= Huertas cercanas al bosque y HA= Huertas alejadas del bosque). Letras diferentes representan una diferencia estadística con un $\alpha=0.05$.

Encontramos diferencias en las densidades de las aves (ind/ha) entre hábitats cuando juntamos los datos de ambas temporadas (Figura 3b), siendo las densidades del bosque mayores a las encontradas en ambos tipos de huertas. En la temporada de verano/otoño, encontramos diferencias entre la densidad de individuos del bosque con la densidad de individuos de las HC, sin embargo, las HA no son diferentes estadísticamente de los otros dos hábitats. Finalmente, en invierno, la densidad de aves en el bosque volvió a ser mayor, siendo estadísticamente diferente de la encontrada en las HA, sin embargo las HC tuvieron una densidad de aves que no fue diferente a la que presentan los otros dos hábitats (Figura 3b).

Las comunidades de aves presentaron estructuras diferentes entre hábitats. Encontramos una mayor dominancia en las comunidades del bosque, seguida por las HA y las HC, respectivamente (Figura 4; Tabla 1). Todos los hábitats difieren significativamente entre sí en la pendiente de su curva de rango abundancia, con la excepción de ambos tipos de huertas en la temporada de verano/otoño, momento en el que no muestran una diferencia estadística. En todos los casos, las comunidades del bosque estuvieron más dominadas que las de las huertas, siendo las HC el hábitat que presentó menor dominancia (Figura 4).

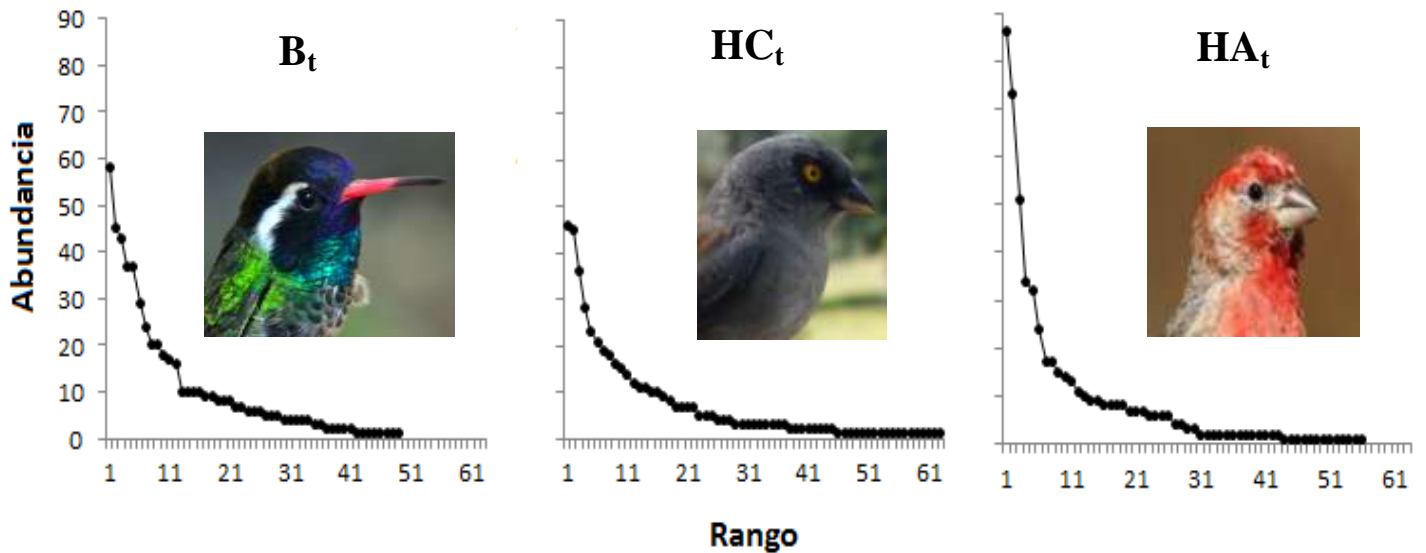


Figura 4. Curvas de rango-abundancia para cada hábitat juntando ambas temporadas. B_t = Bosque, HC_t = Huertas cercanas y HA_t = Huertas alejadas. La imagen representa la especie más dominante dentro de cada hábitat (*Hylocharis leucotis*, *Junco phaeonotus* y *Haemorhous mexicanus* en orden).

Tabla 1. Análisis estadísticos de rango-abundancia. Comparación de las pendientes de las curvas de rango-abundancia entre los tres hábitats por temporada y en ambas temporadas (B_t = bosque total, HC_t = huertas cercanas al bosque total, HA_t = huertas alejadas del bosque total, B_o = bosque verano/otoño, HC_o = huertas cercanas verano/otoño, HA_o = huertas alejadas verano/otoño, B_i = bosque invierno, HC_i = huertas cercanas invierno y HA_i = huertas alejadas invierno).

	B_t	HA_t		B_o	HA_o		B_i	HA_i
HC_t	F1, 108= -6.85 $p=.0001^*$	F1, 115= 3.68 $p=.0004^*$	HC_o	F1, 71= -3.87 $p=.0002^*$	F1, 77= 0.93 $p=.3538$	HC_i	F1, 89= -4.06 $p=.0001^*$	F1, 88= 5.37 $p=.0001^*$
HA_t	F1, 101= -2.24 $p=.0270^*$	-	HA_o	F1, 70= -2.99 $p=.0038^*$	-	HA_i	F1, 79= 2.04 $p=.0447^*$	-

El análisis taxonómico de Bray-Curtis ponderado por la abundancia mostró que el bosque y las HC se agruparon en un *cluster* con una similitud del 79%, mientras que las HA se separaron con una similitud del 74% con los otros dos hábitats (Figura 5a). Cuando separamos los datos por temporada encontramos este mismo patrón tanto en verano/otoño como en invierno. Cuando comparamos las comunidades de los tres hábitats en relación a sus gremios tróficos encontramos que funcionalmente el bosque se parece en mayor grado a las HA (91%), mientras que las HC tienen una similitud un poco menor (85%; Figura 5b). Este mismo patrón lo encontramos para la temporada de invierno, sin embargo en verano/otoño los dos tipos de huertas fueron los hábitats con mayor parecido entre sí.

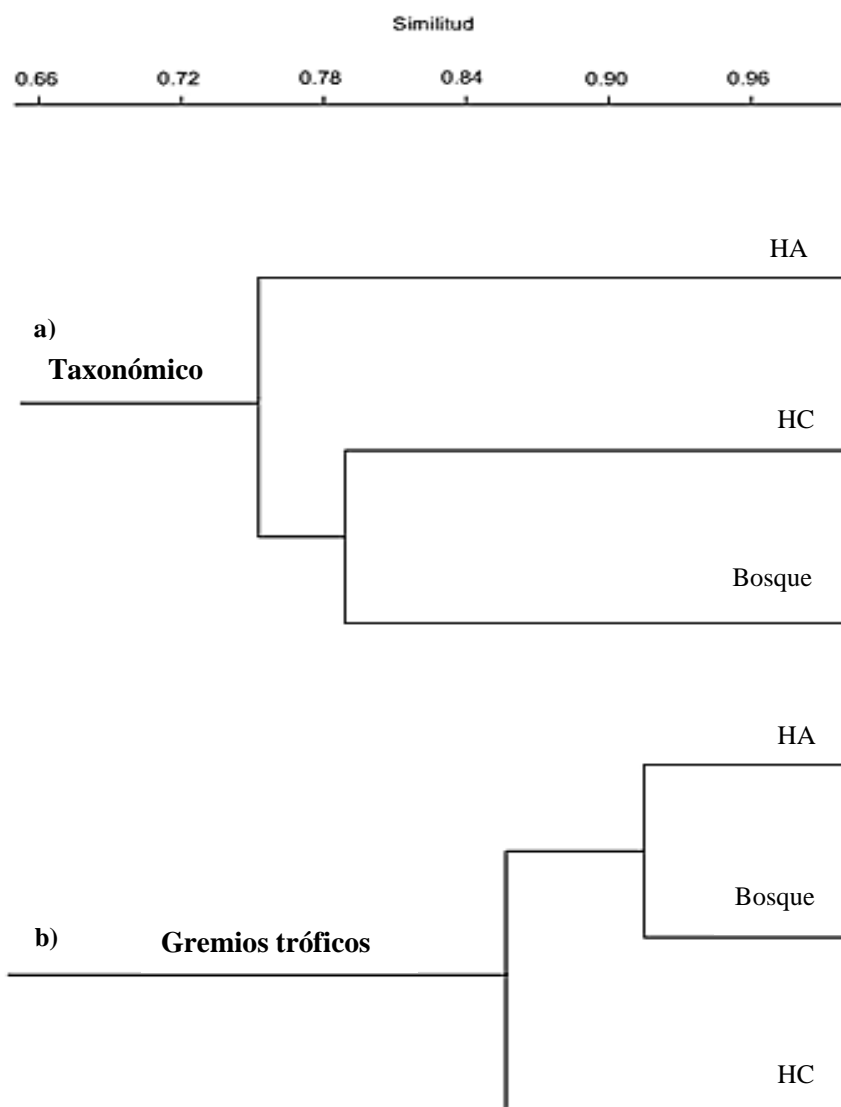


Figura 5a. Análisis taxonómico de Bray-Curtis. Figura 5b. Análisis de Bray-Curtis de gremios tróficos. HC=huertas cercanas al bosque, HA=huertas alejadas del bosque.

El número de especies en los diferentes gremios tróficos muestran que existe una mayor proporción de omnívoros en el bosque y en las HA que en las HC, una proporción similar de nectarívoros en los tres hábitats y una mayor cantidad de frugívoros en las HC seguidas por el bosque y luego las HA. A medida que fue disminuyendo la cobertura de bosque en la zona, fueron aumentando la cantidad de granívoros. Los insectívoros dominaron en todos los hábitats, representando entre el 59% y el 61% de las especies en cada hábitat. El gremio con menor cantidad de especies en todos los sitios fue el carnívoro (Figura 6).

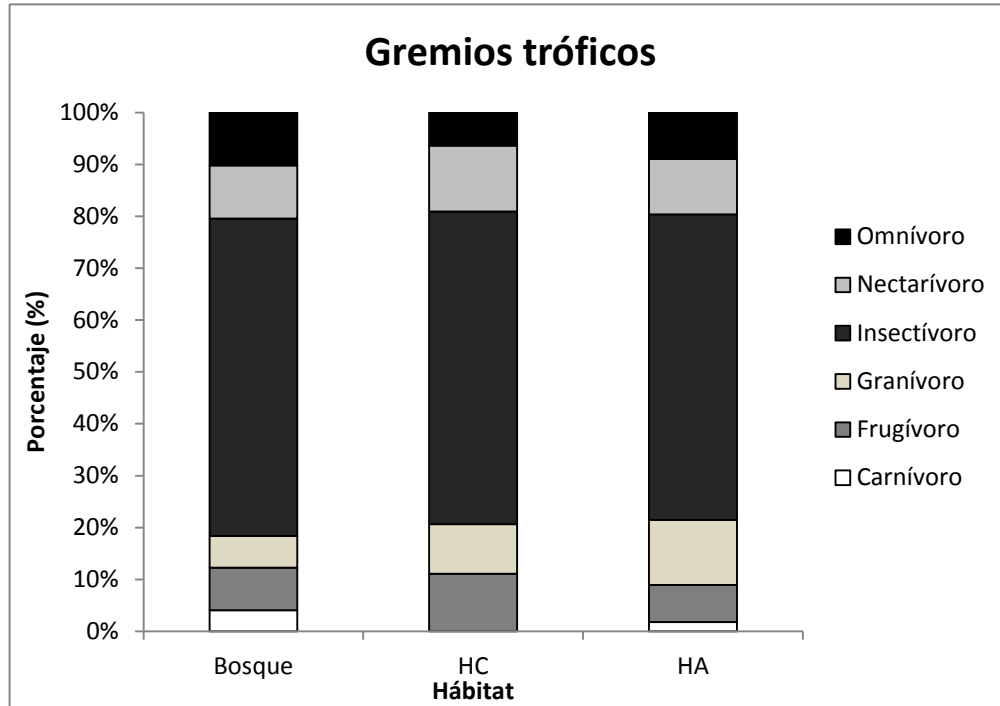


Figura 6. Proporción especies de cada gremio trófico para cada hábitat. HC=huertas cercanas al bosque, HA=huertas alejadas del bosque.

Cuando analizamos la tasa de recambio de especies entre hábitats, tomando en cuenta ambas temporadas, encontramos que el índice de similitud ($1-\beta_{sim}$) mostró que los hábitats más similares entre sí fueron el bosque y las HC, mientras que el bosque y las HA fueron los hábitats con mayores diferencias (Tabla 2). En la Tabla 3 podemos observar que en la temporada de verano/otoño, los hábitats más similares fueron los dos tipos de huertas seguidas por el bosque y las HC y luego por el bosque y las HA con tan solo 38% de similitud. Durante el invierno el patrón de similitudes entre hábitats fue igual que en el análisis donde juntamos ambas temporadas, siendo los hábitats más similares el bosque y las HC, seguidas por ambas huertas y por último el bosque y las HA. También, se puede observar que en invierno ambos tipos de huertas tienen mayor parecido con el bosque que en el verano/otoño. Al momento de comparar cada hábitat entre temporada encontramos que el hábitat que permaneció más similar fue el bosque con casi un 80% de similitud, seguido por las HC con un 71% y por último, el que presentó mayores diferencias entre temporadas fueron las HA (63%; Tabla 3).

Tabla 2. Valores del índice de similitud en los tres hábitats a lo largo del estudio ($1-\beta_{sim}$; B= bosque, HC= huertas cercanas al bosque, HA= huertas alejadas del bosque)

	B	HC	HA
B		0.78	0.55
HC			
HA		0.65	

Tabla 3. Valores del índice de similitud de los tres hábitats tanto en verano/otoño como en invierno ($1-\beta_{sim}$; B_o= bosque verano/otoño, HC_o= huertas cercanas verano/otoño, HA_o= huertas alejadas otoño, B_i= bosque invierno, HC_i= huertas cercanas invierno y HA_i= huertas alejadas invierno).

	Bosque _o	HC _o	HA _o	Bosque _i	HC _i	HA _i
Bosque _o						
HC _o	0.56					
HA _o	0.38	0.63				
Bosque _i	0.79					
HC _i		0.71		0.74		
HA _i			0.63	0.49	0.59	

Además, para conocer si las comunidades de aves cambian dentro de las huertas, comparamos la similitud entre la comunidad de aves de la parte periférica (borde) y de la parte central de las huertas, encontrando que en verano/otoño el centro y el borde de las HC ($1-\beta_{sim}=0.75$) se parecen más entre sí de lo que se parecen estas dos zonas en las HA ($1-\beta_{sim}=0.66$). En ambas huertas el borde fue más parecido al bosque que la parte central de las huertas, sin embargo este parecido entre borde y bosque fue mayor en las HC que en las HA. En invierno existe una mayor diferencia entre el centro y el borde de las HC ($1-\beta_{sim}=0.67$) y el valor permanece similar en las HA ($1-\beta_{sim}=0.69$). En esta temporada la similitud tanto del centro como del borde de ambas huertas con el bosque aumentó en promedio un 10%. Por último, cuando comparamos el centro y el borde de las huertas entre verano/otoño e invierno se encontró que el centro de las HC presenta una mayor diferencia, con un valor de $1-\beta_{sim}$ de 0.3

mientras que en las HA fue de 0.55. Por otro lado, los bordes permanecieron más uniformes a lo largo del tiempo ($1-\beta_{sim}$ de HC=0.67 y de HA=0.53).

Encontramos especies únicas para cada uno de los tres hábitats muestreados. En el bosque se registraron 9 especies únicas, equivalente al 9.7% del total de especies, en las HC se encontraron 11 especies únicas a este hábitat (11.8%), mientras que en las HA fueron 17 especies, lo que corresponde al 18.7% de todas las especies. Del mismo modo, hubo diferencias en las especies que llegaron a la zona de estudio en verano/otoño y en invierno. Encontramos que en invierno hubo mayor cantidad de especies únicas, con un total de 22 especies, mientras que en verano/otoño fueron 17, lo que equivalen a 24.20% y 18.7% del total de las especies respectivamente.

Por último, el análisis de regresión múltiple donde relacionamos la riqueza y abundancia de las aves con las características de la vegetación mostró que la altura máxima de las herbáceas fue la única variable del hábitat que afectó tanto la riqueza como la abundancia de las aves. En ambos casos la relación fue positiva (riqueza $tRatio=3.70$; abundancia $tRatio=3.38$).

Redes

Atrapamos un total de 138 individuos pertenecientes a 33 especies. En el bosque capturamos 49 individuos de 19 especies, en las HC 37 individuos de 18 especies y en las HA 52 individuos de 12 especies (Anexo 2). En el verano/otoño atrapamos el 36% de los individuos (12 individuos de ocho especies en el bosque, ocho individuos de cuatro especies en las HC y 29 individuos de siete especies en las HA). En invierno capturamos el 64% restante de los individuos. Dentro del bosque capturamos la mayor cantidad de individuos (37 individuos de 15 especies), seguido por las HC (29 individuos de 17 especies) y por último las HA que tuvieron la menor cantidad tanto de individuos como de especies (23 y 7).

Utilizando exclusivamente aquellos individuos colectados en la temporada de verano/otoño y a los que se les pudieron medir el parche de incubación o la presencia de un

protuberancia cloacal, encontramos que el hábitat con mayor porcentaje de individuos con alguna de estas dos características reproductivas fueron las HC (38%) seguido por el bosque (36%) y al final estuvieron las HA con tan solo un 10% de sus individuos. Sin embargo, en el bosque encontramos parches de incubación en todos sus estadios (tanto iniciales, como máximos y finales), mientras que en las HC y HA sólo se encontraron pocos parches en el estadio máximo y varios con estadios finales, indicando individuos que ya estaban a punto o ya habían terminado de incubar. En cuanto a la proporción de adultos y juveniles se observó que tanto en el bosque como en las HC hubo una mayor proporción de adultos que de juveniles. En el bosque hubo 64% adultos y en las HC 88%, mientras que en las HA fueron más abundantes los individuos juveniles (52%).

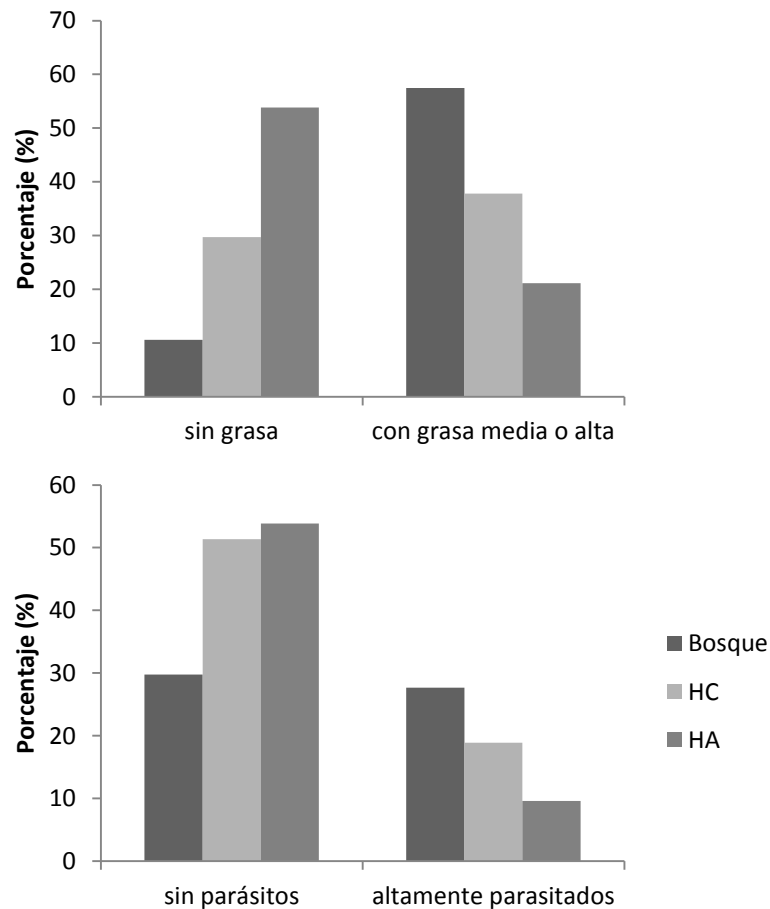


Figura 7. Porcentaje de individuos de cada hábitat con elevada presencia o ausencia de grasa y parásitos. HC= huertas cercanas al bosque y HA= huertas alejadas del bosque.

Por último, encontramos que tanto el índice de condición corporal (Peso/Ala) como la cantidad de plumas parasitadas, el número de parásitos y la grasa de los individuos fueron estadísticamente diferentes entre hábitats. Encontramos que a medida que fue aumentando la cobertura arbórea, aumentó tanto la cantidad de grasa de los individuos ($X^2_{2,135}= 21.09$, $p<0.0001^*$) como la cantidad de plumas parasitadas ($X^2_{2,135}= 11.41$, $p=0.0033^*$) y la cantidad de parásitos ($X^2_{2,135}= 9.35$, $p=0.0093^*$; Figura 7) y disminuyó el índice de condición corporal ($X^2_{2,131}= 6.23$, $p=0.0443^*$). Además encontramos que las aves migratorias presentaron mayores cantidades de grasa que las residentes en todos los hábitats.

DISCUSIÓN

En este estudio encontramos que las huertas de aguacate tienen una riqueza de especies similar o mayor a la que presentan los bosques, aunque tienden a tener menores densidades de aves. La alta riqueza de especies y la baja densidad de aves en las huertas estuvieron relacionadas con comunidades de aves donde la distribución del número de individuos de las especies fue más equitativa, contrario a lo que encontramos en el bosque donde las densidades de algunas especies fueron mayores. En las HC y en el bosque encontramos un mayor número de aves reproductivas, siendo en el bosque donde encontramos aves con parches de incubación en todos sus estadios, mientras que en las HC y HA se encontraron aves con parches de incubación en estadios finales. Finalmente las aves presentes en las huertas, aunque tuvieron menor cantidad de grasa que las aves del bosque, presentaron una mayor condición corporal y menor cantidad de parásitos que estas últimas. En esta sección discutimos primero sobre los patrones de riqueza de especies y abundancia de las comunidades de los tres hábitats. En segundo lugar comparamos la estructura de las comunidades y de los gremios tróficos de cada hábitat. Posteriormente presentamos la condición corporal de los individuos capturados en cada hábitat y el papel que juegan las huertas para la reproducción de las aves. Por último, mencionamos el papel que la estructura de la vegetación juega sobre la riqueza y abundancia de aves y las implicaciones de nuestros resultados para la conservación de las aves en un paisaje cada vez más dominado por las huertas de aguacate.

Patrones de riqueza y abundancia

Encontramos que las huertas de aguacate tienen una riqueza de especies similar, o mayor, a la que presentan los bosques, aunque tienden a tener menores densidades de aves (Figuras 3a y 3b). Registramos un total de 100 especies para la zona de estudio. Esto representa el 64% de las especies registradas en San Juan Nuevo Parangaricutiro por Sosa, 2003. Al unir ambos listados, encontramos un total de 137 especies de aves para la zona. El análisis de Chao1 y Mao Tau de nuestros datos indican que nuestro muestreo, cuando unimos ambas temporadas de campo (finales de verano/otoño, e invierno) fue representativo para el bosque y las HC. Sin embargo encontramos que nuestro muestreo no fue representativo para las HA. Pensamos que esto se debió a que encontramos una alta cantidad de especies que solo fueron detectadas una vez en este hábitat. Creemos que las diferencias tanto de la riqueza como de la abundancia y la composición de especies en las comunidades se deben exclusivamente a condiciones de los hábitats y no al espacio geográfico, ya que los hábitats con menor nivel de similitud (HA y bosque) fueron las que se encontraron más cercanas entre sí.

A pesar de que los resultados de Chao1 y Mao Tau sugieren que debe incrementarse el esfuerzo de muestreo en las HA, creemos que, debido a que las estimaciones se basan en el número de especies sólo detectadas una vez, estamos representando bastante bien a la comunidad de dicho hábitat. Al realizar diversas proyecciones utilizando 5, 10 y 20 puntos de conteo más, tomadas al azar de los datos que colectamos para este hábitat, encontramos que las predicciones del número de especies esperadas totales disminuyen. Esto sugiere que en las HA no hay muchas especies más a las que detectamos, y que es probable que nuevos muestreos no aumenten el número de especies, sino que repitan las detecciones de ciertas especies, estabilizando las predicciones en un número muy similar al que ya encontramos (MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Esto es apoyado por los listados generados por Sosa (2003).

Nuestro estudio concuerda con otros trabajos donde el número de especies de aves es mayor en un hábitat modificado, en este caso las huertas de aguacate, que en el hábitat natural

(Moguel y Toledo, 1999; Petit *et al.* 1999; Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004; Lantschner y Rusch, 2007; Dallimer *et al.* 2012). Pensamos que la razón por la que las HC tuvieron mayor riqueza de aves que el bosque es que este hábitat, por encontrarse cercanos al bosque, opera como una zona de transición donde la comunidad de aves se compone por especies tanto de bosque como de zonas perturbadas, lo que concuerda con otros estudios realizados en otro tipo de cultivos (Komar, 2006; Wu *et al.* 2009; Hsu *et al.* 2010; Moreno-Mateos *et al.* 2011), y en otras huertas de aguacate en la región (Hernández-Maya, 2010). Adicionalmente, las HC se encuentran en laderas que conectan con zonas de menor altitud, pudiendo permitir el movimiento de especies entre las tierras bajas y las zonas boscosas más altas.

Aunque las HA no tuvieron una riqueza estadísticamente mayor que los bosques (Figura 3a), presentaron un número mayor de especies, presentando una riqueza de especies intermedia entre las HC y el bosque. Las HA, a pesar de no tener fragmentos de bosque cerca, parecen presentar una mayor riqueza que el bosque debido a que la zona fue altamente perturbada por la erupción del volcán "Parícutín" (Giménez de Azcárate *et al.* 1997; Velázquez *et al.* 2003a; Lindig-Cisneros *et al.* 2006). Esto generó una disminución drástica de la vegetación en la zona debido a las múltiples erupciones del volcán ocurridas desde 1943 y 1952, por lo que las huertas de aguacate generan un hábitat con estrato arbóreo llamativo para las aves en un área que estuvo desprovista de vegetación por muchos años (Eggler, 1963; Giménez de Azcárate *et al.* 1997). De este modo se convierten en un ambiente mixto, donde parecen funcionar como un bosque simplificado que permite la presencia de algunas especies de zonas boscosas, al mismo tiempo que favorecen a las especies comunes en zonas perturbadas (Lantschner y Rusch, 2007).

Proporcionalmente, las HC mantienen una mayor cantidad de especies con algún tipo de endemismo, seguido por el bosque, lo que hace que estos hábitats sean necesarios para la conservación de aves que tienen un área de distribución restringida, y que exclusivamente se encuentren en esta región o en nuestro país. Además, encontramos que las HA tuvieron una proporción mayor de llegada de migratorias, lo que corrobora que un número importante de

especies migratorias tienden a ser generalistas y pueden ocupar hábitats perturbados (Sosa, 2003; Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004).

Asimismo, encontramos mayor diversidad de aves en los bordes de las HC, donde existe una mayor cercanía con el bosque, lo que concuerda con una teoría del efecto de borde que establece que puede haber mayor riqueza de especies y mayores densidades en los bordes (Forman, 1997; Bogaert *et al.* 2001; Plexida *et al.* 2013). Sin embargo, mucho depende de las características de la matriz que lo rodea (Murcia, 1995; López-Barrera *et al.* 2007; Muriel y Kattan, 2009), que en nuestro caso está dominada por estrato arbóreo.

En el caso de la distribución de las densidades de aves entre los diferentes hábitats, nuestros resultados difieren de otros estudios que establecen que tiende a haber mayor abundancia en zonas perturbadas, incluyendo áreas agrícolas, que en hábitats naturales poco alterados (Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004; Azman *et al.* 2011; Dallimer *et al.* 2012; MacGregor-Fors *et al.* 2012). Cuando analizamos los datos de las dos temporadas de muestreo encontramos que hubo una mayor densidad de aves en el bosque que en las huertas. Esto nos hace creer que el bosque es un hábitat de buena calidad a lo largo del año donde existe una mayor cantidad y disponibilidad de recursos, que logra satisfacer las necesidades de mayor cantidad de individuos (Gómez-Montes y Bayly, 2010; Skagen y Yackel, 2010; Balaz y Balazova, 2012). A pesar de que sigue siendo un tema muy debatido, se han realizado estudios con plantas que han mostrado que la productividad (tasa de conversión de recursos a biomasa por área y tiempo) tiene una relación negativa con la riqueza de especies, es decir que sitios con menor riqueza son más productivos (Gough *et al.* 1994; Waide *et al.* 1999; Rose y Leuschner, 2012). De este modo, sitios con menos especies y mayor cantidad de recursos, pueden sostener mayores densidades. Este resultado no se ha reportado anteriormente en otros estudios con aves.

Dividiéndolo por temporadas encontramos que en verano/otoño hubo una diferencia significativa entre el bosque y las HC y en invierno entre el bosque y las HA. La disminución

drástica de individuos en las HA durante invierno pueda deberse a que en esta temporada las HA no presentan tantos recursos, ya que se elimina periódicamente el sotobosque y es justo la temporada después de la cosecha (Cossio-Vargas *et al.* 2008), y por lo tanto no puedan mantener a tantos individuos en comparación con los demás hábitats (Beese y Bryant, 1999; Chávez-Zichinelli *et al.* 2013).

Estructura de comunidades y gremios tróficos

Un resultado sorpresivo fue encontrar que el bosque tuvo una comunidad poco equitativa (Figura 4; Tabla 1). Curiosamente, Gamiño-Molina (2010) encontró el mismo patrón en Uruapan, Michoacán. Estos resultados se pueden atribuir a que el bosque tiene relativamente pocas especies, debido a las condiciones de manejo y de perturbación generada por el volcán “Parícutín”, por lo que la curva de rango-abundancia en este hábitat se vuelve más pronunciada al considerar las abundancias de las aves. Otra posible explicación no excluyente, es la existencia de pocos recursos muy abundantes que favorecen a escasas especies. Las HC fueron el hábitat con menor dominancia, lo cual tiene sentido ya que brinda recursos de tanto bosques como huertas y, por lo tanto, la comunidad de aves que vive dentro de ella es más amplia y compleja (Andrén, 1994), lo que genera que se vuelva más equitativa la distribución de recursos entre las especies (Plexida *et al.* 2013).

En términos de composición de especies, las HC y los bosques fueron los hábitats más similares (Tabla 2). Esto puede deberse a que las HC funcionan como zonas de transición entre los bosques y otras zonas utilizadas para actividades productivas. De este modo al encontrarse rodeadas de bosque, las HC presentan una comunidad de aves muy similar al del bosque. Por otro lado, los hábitats menos parecidos fueron las HA y el bosque, lo que fortalece la idea de que en las huertas alejadas del bosque existen especies que viven en áreas abiertas y en zonas con algún grado de perturbación, mientras que en el bosque existen especies más especializadas a los recursos de este hábitat (Hernández-Maya, 2010; Hsu *et al.* 2010).

A lo largo del año, las HA fueron el hábitat con mayor variación en su composición de especies. Esto se debió a la llegada de un número importante de especies de aves migratorias de invierno. Mientras que en los otros dos hábitats, no fueron tantas las especies de migratorias que llegaron, y por lo tanto sus comunidades permanecieron más constantes a lo largo del año. Por último, los bordes de ambos tipos de huertas presentaron una mayor semejanza con el bosque, que sus zonas centrales. Esta similitud entre el borde de las huertas y el bosque fue mayor en el caso de las HC que en las HA, lo cual hace sentido ya que los bordes de este tipo de huertas colindan con el bosque, permitiendo un mayor número de especies de bosques en la zona de colindancia de los dos hábitats. En el caso de las HA, el hecho que sus bordes fueran más similares a los bosques que sus centros, sugiere que las especies compartidas entre ambos hábitats son más o menos generalistas que requieren de una estructura arbórea. Sin embargo, en el centro de las HA parece haber especies más acostumbradas a la perturbación humana, que no están presentes en el bosque (Ludwig *et al.* 2012; Sanderson *et al.* 2013).

De los tres hábitats muestreados, el que presentó una mayor proporción de especies únicas fueron las HA. Encontramos que las especies únicas para este hábitat fueron especies que viven en áreas abiertas y con perturbación (en su mayoría chipes (*Mniotilta varia*, *Geothlypis tolmiei*, *Setophaga nigrescens*, *Icteria virens*) y gorriones (*Aimophila rufescens*, *Spizella passerina*, *Melospiza lincolni*) pero también, tiránidos (*Contopus sordidulus*, *Empidonax fulvifrons*, *Tyrannus vociferans*), troglodítidos (*Thryomanes bewickii*, *Campylorhynchus gularis*), un vireo (*Vireo gilvus*), una golondrina (*Stelgidopteryx serripennis*), un ictérico (*Icterus abeillei*), un picaflor (*Diglossa baritula*) y un túrdido (*Catharus guttatus*)), lo cual tiene sentido si consideramos el manejo que reciben las huertas, y su lejanía con el bosque templado. En general, son especies generalistas que cazan insectos en vuelo o buscan granos en zonas abiertas; por lo cual muchas de ellas no pueden vivir en el bosque (Howell y Webb, 1995).

Las especies únicas para las HC fueron tanto especies especialistas de bosque, que no detectamos dentro de los puntos de conteo realizados en el bosque (aunque en algunos casos

si fueron detectadas cuando no estábamos realizando dichos puntos), como de bordes, y algunas especies que prefieren áreas abiertas (colibríes (*Lampornis clemenciae*, *Amazilia violiceps*), el cuco cola de ardilla (*Piaya cayana*), un tiránido (*Attila spadiceus*), un trepatronco (*Xiphorhynchus flavigaster*), una golondrina (*Tachycineta thalassina*), un troglodítido (*Campylorhynchus megalopterus*), un chipe (*Myioborus pictus*), un gorrión (*Oriuturus superciliosus*), un reyezuelo (*Regulus satrapa*) y una tángara (*Piranga bidentata*)). Este grupo de especies únicas fue el más diverso de los tres hábitats muestreados, ya que hay algunas que encuentran su alimento en los árboles de bosque, y otros exclusivamente en zonas abiertas asociadas con bordes o con la presencia de árboles.

Las especies únicas que encontramos dentro del bosque son especialistas de este hábitat que requieren de troncos gruesos para conseguir su alimento o para hacer su refugio, o árboles relativamente maduros que produzcan frutos y semillas (un búho (*Glaucidium gnoma*), un tiránido (*Contopus pertinax*), un vireo (*Vireo solitarius*), un carpintero (*Picoides villosus*), una chara (*Cyanocitta stelleri*), una sita (*Sitta pygmaea*), un trepatronco (*Certhia americana*) y un chipe (*Setophaga graciae*)) a excepción de una que es más generalista, ya que, además de vivir en el bosque, puede vivir en áreas abiertas (*Empidonax albigularis*). Nuestros resultados para los tres hábitats concuerdan con lo que otros autores han encontrado respecto a que a medida que se reemplaza el hábitat natural por áreas agrícolas, la comunidad de aves se vuelve menos especializada y con especies más comunes adaptadas a la perturbación (Schulze *et al.* 2004; Barlow *et al.* 2007; Sekercioglu, 2012).

Más de la mitad de las especies únicas de las HA eran migratorias, mientras que en el bosque tan sólo una especie lo fue (*Vireo solitarius*) y no hubo ninguna en las HC. Esto vuelve a corroborar que las aves migratorias tienden a preferir áreas más abiertas y con mayor grado de perturbación. Como ejemplo concreto, hubieron especies de chipes únicas en todos los hábitats, sin embargo, los chipes migratorios se encontraron exclusivamente en las HA.

A diferencia de otros estudios que concluyen que la proporción de especies insectívoras disminuye mientras más modificado sea el hábitat (Wu *et al.* 2009; Sekercioglu, 2012), en nuestro sistema encontramos que la cantidad de insectívoros fue similar dentro de los tres hábitats (Figura 6; Vereza *et al.* 2011). Esto sugiere dos cosas: 1) que la presencia de un estrato arbóreo en los tres hábitats permitió la presencia de un alto número de especies insectívoras, que se alimentan sobre el tronco, las ramas y/o el follaje, a diferencia de cuando se pierde el estrato arbóreo y solo se mantienen las especies insectívoras que se alimentan en áreas abiertas (Milesi *et al.* 2002; Otieno *et al.* 2011; Azhar *et al.* 2013) y 2) que las sesiones de fumigación que se llevan a cabo en las huertas de aguacate cada 2 meses no parecen estar siendo muy efectivas para eliminar a la mayoría de los insectos, ya que la presencia de las especies insectívoras sugieren la presencia de su alimento. Esto último agrega importancia a la presencia de aves en las huertas, ya que pueden estar fungiendo como controladores de plagas de insectos que parecen ser resistentes a los pesticidas que se están empleando (Estrada *et al.* 1997).

Adicionalmente, varios estudios indican que las aves frugívoras, omnívoras y granívoras son más comunes dentro de hábitats perturbados que en sitios conservados (Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004; Komar, 2006; Sigel *et al.* 2006; Gove *et al.* 2013). A pesar de que las aves granívoras fueron más abundantes en las huertas que en el bosque, nosotros encontramos una mayor presencia de aves omnívoras en el bosque. Esto parece deberse a la cantidad de recursos que hay en este hábitat. Algo sorprendente fue la presencia de muchas especies e individuos de colibríes dentro de las huertas a pesar de que no había flores al momento de los muestreos en estos hábitats. Esto nos sugiere que estas aves podrían estar cambiando su dieta y en vez de consumir néctar en las huertas, podrían estar comiendo insectos, en particular áfidos, los cuales tienen un alto contenido de salvia y funcionan como pequeñas bolsas de néctar (Yanega y Rubega, 2004; Smith *et al.* 2011). Sin embargo, no tenemos datos que demuestren esto, por lo que sería importante hacer estudios más específicos al respecto para comprender la importancia que las huertas de aguacate pueden tener para el mantenimiento de especies de colibríes.

Condición corporal, parásitos y reproducción

A diferencia de otros estudios, que reportan que la cantidad de parásitos tiende a ser menor en aves que tienen una buena condición corporal, reflejada en mayores cantidades de grasa almacenada (Garvin *et al.* 2006) o de otros que indican que no existe relación alguna entre ambas variables (Bennett *et al.* 1988), nosotros encontramos que las aves dentro del bosque tuvieron una mayor cantidad de grasa y además, mayor número de parásitos en comparación con las aves de las huertas. Con esto podemos pensar que el bosque tiene mayor cantidad de recursos alimenticios, y por ende los individuos que viven ahí son capaces de generar más reservas de grasa, mientras que las aves que viven en las huertas enfrentan recursos alimenticios más escasos o tienen que gastar más energía volando hacia parches lejanos de bosque para conseguir alimento, y por lo tanto presentan menor cantidad de grasa (Cresswell, 2009).

Por otro lado, observamos que las aves de las huertas de aguacate tienen una menor cantidad de parásitos en las plumas de las alas, lo cual puede deberse a los insecticidas que se aplican continuamente a los árboles y que podrían estar generando una disminución de invertebrados en el área. Otra posible explicación a este patrón puede ser que como las huertas son áreas más abiertas que el bosque, las aves no interactúan tanto con la vegetación lo que puede reducir sus cargas de ectoparásitos al limitar su contacto con lugares donde pueden estar los parásitos (Sazima y Sazima, 2010).

Durante la época de reproducción, hubo una proporción muy similar de aves con características reproductivas (protuberancia cloacal y parche de incubación) tanto en las HC como en el bosque. Sin embargo, en el bosque no cabe duda de que las aves están llevando a cabo su reproducción dentro de este hábitat, ya que encontramos varios individuos con diferentes niveles de estadios de las características reproductivas. Mientras que en las HC y en las HA sólo encontramos caracteres en estados tardíos que no nos aseguran que están reproduciéndose dentro del mismo. Además, el uso de los plaguicidas puede estar afectando el

sistema endócrino de las aves (Mineau, 2005; Mitra *et al.* 2011) que a su vez podría estar ocasionando que las aves no puedan llevar a cabo su reproducción.

En lo que respecta a la cantidad de juveniles, encontramos que en las HA hubo una mayor proporción de ellos que en los otros dos hábitats. Esto podría estar apoyando la teoría que establece que los adultos, por ser más sanos y experimentados, expulsan a los juveniles hacia hábitats de menor calidad, con menores recursos, para que ellos puedan vivir sin competencia en el hábitat de mejor calidad (Van Horne, 1983; Marra *et al.* 1998). Dentro del bosque encontramos tanto caracteres reproductivos como juveniles de diversas especies, mientras que en las huertas hubo muchos individuos de pocas especies. Lo que podemos concluir que las huertas albergan una riqueza superior de especies que el bosque, sin embargo, la cantidad de especies que se reproducen dentro de ellas es proporcionalmente más bajo que en el bosque.

Vegetación

De los diferentes atributos de hábitats que medimos, sólo encontramos que la altura máxima de las herbáceas afectó de forma estadísticamente significativa tanto a la riqueza como a la abundancia de aves en los tres hábitats. Dentro de todas las huertas se lleva un tipo de manejo intensivo donde se elimina por completo el sotobosque cada dos o tres meses, lo que genera que algunos días haya herbáceas y otros días esté completamente despejado. Con estos resultados podemos pensar que cuando se limpia debajo de los árboles de aguacate, disminuyen la cantidad de individuos y de especies de aves que llegan a ellas, ya que se conoce que el sotobosque aumenta la diversidad de aves en el hábitat (Díaz *et al.* 2005; Jaña-Prado *et al.* 2006; Schneemann y McElhinny, 2012). En el caso del bosque, donde las herbáceas son una parte importante del sotobosque, la altura de este tipo de plantas está generando un estrato diferente que permite la presencia de un mayor número de especies de aves, y mayores densidades.

Implicaciones para la conservación

Nuestros resultados indican que dentro del paisaje de la región, cada uno de los tres hábitats muestreados tiene una importancia para la conservación de aves. Las HA parecerían ser el hábitat menos importante ya que presentan un gran número de especies generalistas, indicando que las condiciones en las que se encuentran estas huertas permiten la entrada de especies adaptadas a perturbaciones humanas. Sin embargo este hábitat, a diferencia de las HC y el bosque, alberga una cantidad elevada de especies migratorias de invierno y a dos especies (*Geothlypis tolmiei* y *Myadestes occidentalis*) que se encuentran dentro de la NOM-059: amenazada y bajo protección especial respectivamente.

La presencia de un mayor número de especies y mayor cantidad de individuos con parches de incubación activos, hacen que los bosques sean de gran relevancia para la avifauna. La presencia de indicios de reproducción sugiere que los bosques, a pesar de estar bajo manejo, al tener una mayor complejidad estructural, permiten el mantenimiento de las poblaciones y podría estar funcionando como fuente de individuos de algunas especies para las huertas. Adicionalmente nuestros resultados indican la presencia de varias especies endémicas al país (i.e. *Catharus occidentalis*, *Lepidocolaptes leucogaster*, *Cardellina rubra*) y de dos pertenecientes a una categoría de la NOM (*Myadestes occidentalis* y *Ridgwayia pinicola*; ambas sujetas a protección especial) en este hábitat y una mayor diferencia de la comunidad en diferentes gremios tróficos. A pesar de que el bosque dentro de la comunidad se encuentra bajo un buen sistema de manejo, y en buen estado de conservación, es necesario llevar un manejo adecuado de los demás bosques de la zona, ya que el bosque de la CSJNP por sí sólo no podrá conservar la diversidad biológica a nivel regional (Sosa, 2003).

Para finalizar, creemos que las HC, al fungir como zonas de transición entre el bosque y las HA, son muy importantes para la conservación de las aves de la región, ya que, fue el hábitat con mayor riqueza de especies dentro del área de estudio. También, al igual que el bosque, mantiene un alto número de especies endémicas (i.e. *Lampornis clemenciae*, *Amazilia violiceps*, *Campylorhynchus megalopterus*) y las mismas especies dentro de la NOM que el bosque

(*Myadestes occidentalis* y *Ridgwayia pinicola*), además de que las curvas de rango- abundancia indicaron que fue el hábitat con una comunidad de aves más equitativa. Nuestros resultados indican que conforme las huertas son de mayor tamaño, y/o se encuentran más lejos del bosque, presentan comunidades en su interior que se diferencian más de las comunidades del bosque, por lo cual podemos recomendar como de suma importancia dejar parches o fragmentos de bosque nativo de gran tamaño, ya sea dentro o rodeando las huertas de aguacate para conservar mejor a la comunidad de aves (Hernández-Maya, 2010).

Adicionalmente estos parches, o elementos de bosque, pueden ayudar a disminuir el efecto de las heladas (Kozlowski y Pallardy, 2002) y a añadir elementos biológicos que pudieran asistir en el control de plagas (Jactel y Brockerhoff, 2007; Grossiord *et al.* 2013). Los datos que obtuvimos de las HA sugieren que, de no dejarse elementos de bosques cercanos a las huertas, dada la alta tasa de conversión de bosques a huertas en esta región (Barsimantov y Navia, 2008; Montiel-Aguirre *et al.* 2008; Bravo *et al.* 2009), podemos esperar una pérdida de especies de aves asociadas a bosques templados en el mediano plazo.

CONCLUSIONES

Existe un debate importante sobre el efecto que la transformación de hábitats naturales a zonas agrícolas tiene para la biodiversidad. Para el caso particular de las aves, varios autores señalan que el efecto tiende a ser negativo, no obstante, nuestro estudio y algunos otros encontraron que hubo mayor diversidad de aves en las zonas agrícolas en comparación con el hábitat natural. Nosotros apoyamos la idea de que el impacto que tienen los terrenos agrícolas sobre la diversidad de aves depende de las características del lugar, del cultivo que se utilice, del uso de plaguicidas y de la presencia de parches de otros hábitats en el paisaje regional.

Los hábitats más similares entre sí fueron el bosque y las HC. Las HA albergaron una cantidad mayor de especies únicas y de especies migratorias que los demás hábitats. Esto apoya la idea de que diversas especies migratorias prefieren utilizar hábitats alterados por el

hombre, sobre todo si estos mantienen un componente arbóreo importante. También, los individuos capturados dentro del bosque tuvieron mayor cantidad de grasa y a su vez más parásitos que las aves capturadas en las huertas. A pesar de que las huertas de aguacate tuvieron una mayor riqueza de especies, hubo pocas especies que se reprodujeron dentro de ellas, y una gran cantidad de individuos juveniles, lo que sugiere la posible existencia de una dinámica de metapoblaciones en este paisaje, donde las huertas podrían estar fungiendo como sumideros y el bosque como una fuente de individuos.

Creemos que los diferentes hábitats representan distintos niveles de conservación para el mantenimiento de las poblaciones de aves. Las HA tienen un nivel bajo de conservación, sobre todo para las especies residentes de bosque, ya que, a pesar de albergar muchas especies únicas y migratorias, las especies encontradas prefieren áreas con algún nivel de perturbación. No obstante, este hábitat puede ser importante para la conservación de especies migratorias. Las HC y el bosque tienen un mayor valor ya que albergan especies endémicas y especialistas del hábitat nativo de la zona. Sin embargo, es importante recalcar que dentro de las huertas encontramos pocas especies que se estaban reproduciendo, lo que disminuye su valor para la conservación ya que no sabemos si las poblaciones podrían sobrevivir a largo plazo si tan sólo se dejaran las huertas.

Nuestros resultados indican que las plantaciones de aguacate tienen un menor impacto sobre las aves que otros sistemas agrícolas (huertas de plátano, cultivos herbáceos y legumbres, y plantaciones forestales). La presencia de un estrato arbóreo complejo y continuo, permite que las huertas funcionen como un bosque simplificado, y a pesar de su intenso manejo, permiten la presencia de una gran riqueza de aves. Sin embargo, el manejo al que están sometidas las huertas juega un papel importante en la composición de la comunidad de aves que se encuentra en ellas, así como en su potencial para reproducirse y mantener poblaciones a largo plazo. Por lo que sugerimos conservar parches o fragmentos de vegetación nativa dentro de las mismas para generar comunidades de aves más equitativas y complejas.

REFERENCIAS

- ∞ Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3). Pp. 355-366.
- ∞ Azahar, B., D. Lindenmayer, J. Wood, J. Fischer, A. Manning, C. McElhinny y M. Zakaria. 2013. The influence of agricultural system, stand structure complexity and landscape context on foraging birds in oil palm landscapes. *Ibis* 155(2). Pp. 297-312.
- ∞ Azman, N., N. Latip, S. Sah, M. Akil, N. Shafie y N. Khairuddin. 2011. Avian diversity and feeding guilds in a secondary forest, an oil palm plantation and a paddy field in riparian areas of the Kerian River Basin, Perak, Malaysia. *Tropical Life Sciences Research* 22(2). Pp. 45-64.
- ∞ Balaz, M. y M. Balazova. 2012. Diversity and abundance of bird communities in three mountain forest stands: Effect of the habitat heterogeneity. *Polish Journal of Ecology* 60(3). Pp. 629-634.
- ∞ Barlow, J., L. Mestre, T. Gardner y C. Peres. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136(2). Pp. 212-231.
- ∞ Barsimantov, J. y J. Navia. 2008. *Land use and land tenure change in Mexico's avocado production region: Can community forestry reduce incentives to deforest for high value crops?* Duodécima Conferencia Bienal de la Asociación Internacional para el Estudio de los Comunes. Cheltenham, Reino Unido.
- ∞ Beese W. y A. Bryant. 1999. Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 115(2-3). Pp. 231-242.
- ∞ Bennett, G., J. Caines y M. Bishop. 1988. Influence of blood parasites on the body mass of passeriform birds. *Journal of Wildlife Diseases* 24(2). Pp. 339-343.
- ∞ Bibby, C., N. Burgess, A. Hill y S. Mustoe. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press. Londres, Reino Unido.
- ∞ Bilenca, D., M. Codesido, C. González-Fischer, L. Pérez-Carusi, E. Zufiaurre y A. Abba. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 14(2). Pp. 189-198.
- ∞ Bocco, G., A. Velázquez y A. Torres. 2000. Ciencia, comunidades indígenas y manejo de recursos naturales. Un caso de investigación participativa en México. *Interciencia* 25(2). Pp. 64-70.
- ∞ Bocco, G., M. Mendoza y O. Maser. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas* 44. Pp. 18-38.
- ∞ Bogaert, J., D. Salvador-Van, I. Impens y P. Van-Hecke. 2001. The interior-to-edge breakpoint distance as a guideline for nature conservation policy. *Environmental Management* 27(4). Pp 493-500.
- ∞ Botkin, D. y L. Talbot. 1992. Biological diversity and forests. En *Managing the World's Forests: looking for balance between conservation and development* de Sharma, N. (ed.). Kendall/Junt Publishing Company. Dubuque. Pp. 47-74.
- ∞ Bravo, M., J. Sánchez, J. Vidales, J. Sáenz, J. Chávez, S. Madrigal, H. Muñoz, L. Tapia, G. Orozco, J. Alcántar, I. Vidales y E. Venegas. 2009. *Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán*. Núm 2. INIFAP. SAGARPA. Uruapan. Pp. 76.
- ∞ Broadbent, E., A. Almeyda-Zambrano, R. Dirzo, W. Durham, L. Driscoll, P. Gallagher, R. Salters, J. Schultz, A. Colmenares y S. Randolph. 2012. The effect of land use change and ecotourism on biodiversity: A case study of Manuel Antonio, Costa Rica, from 1985 to 2008. *Landscape Ecology*

27(5). Pp. 731-744.

- ∞ Calvo, L. y J. Blake. 1998. Bird diversity and abundance on two different shade coffee plantations in Guatemala. *Bird Conservation International* 8(3) Pp. 297-308.
- ∞ Cárdenas, G., C. Harvey, M. Ibrahim y B. Finegan. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40). Pp. 79-85.
- ∞ Cerezo, A., M. Conde y S. Poggio. 2011. Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation* 20(12). Pp. 2649-2667.
- ∞ *Certificación de Manejo Forestal de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México*, Resumen Público actualizado por vía de las Auditorías Anuales 2000, 2001, 2002.
- ∞ Chávez-León, G. 2007. Riqueza de aves del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. *Acta Zoológica Mexicana* 23(2). Pp. 11-29.
- ∞ Chávez-Zichinelli, C., I. MacGregor-Fors, J. Quesada, P. Rohana, M. Romano, R. Valdéz y J. Schondube. 2013. How stressed are birds in an urbanizing landscape? Relationships between the physiology of birds and three levels of habitat alteration. *Condor* 115(1). Pp. 84-92.
- ∞ Codesido, M., C. González-Fischer y D. Bilenca. 2013. Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of central Argentina. *Condor* 115(1). Pp. 8-16.
- ∞ Colwell, R. 2005. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Versión 7.5.2.
- ∞ CONABIO, 2008 en <http://avesmx.conabio.gob.mx/>
- ∞ Cornell Lab of Ornithology. 2013. The Birds of North America Online. Revisado en <http://bna.birds.cornell.edu/bna/>
- ∞ Cossio-Vargas, L., S. Salazar-García, I. González-Durán y R. Medina-Torres. 2008. Fenología del aguacate "Hass" en el clima semicálido de Nayarit, México. *Revista Chapingo. Serie horticultura* 14(3). Pp. 319-324.
- ∞ Cotler, H. 2007. Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña. *Instituto Nacional de Ecología*.
- ∞ Cresswell, W. 2009. The use of mass and fat reserve measurements from ringing studies to assess body condition. *Ringing & Migration* 24(3). Pp. 227-232.
- ∞ Dallimer, M., M. Parnell, J. Bicknell y M. Melo. 2012. The importance of novel and agricultural habitats for the avifauna of an oceanic island. *Journal for Nature Conservation* 20(4). Pp. 191-199.
- ∞ Díaz, I., J. Armesto, S. Reid, K. Sieving y M. Willson. 2005. Linking forest structure and composition: Avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation* 123(1). Pp. 91-101.
- ∞ Edwards, D., J. Hodgson, K. Hamer, S. Mitchell, A. Ahmad, S. Cornell y D. Wilcove. 2010. Wildlife-friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively. *Conservation Letters* 3(4). Pp. 236-242.
- ∞ Egger, W. 1963. Plant life of Paricutín volcano, Mexico, eight years after activity ceased. *American Midland Naturalist* 69(1). Pp. 38-68.
- ∞ Estrada, A., R. Coates-Estrada y D. Meritt. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6(1). Pp. 19-43.
- ∞ Foley, J., N. Ramankutty, K. Brauman, E. Cassidy, J. Gerber, M. Johnston, N. Mueller, C. O'Connell, D. Ray, P. West, C. Balzer, E. Bennett, S. Carpenter, J. Hill, C. Monfreda, S. Polasky, J. Rockström, J. Sheehan, S. Siebert, D. Tilman y D. Zaks. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478. Pp. 337-342.

- ∞ Forman, R. 1997. Land mosaics- the ecology of landscapes and regions. *Cambridge University Press*, Cambridge. Pp. 632.
- ∞ Fregoso, A., A. Velázquez, G. Bocco y G. Cortéz. 2001. El enfoque de paisaje en el manejo forestal de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, UNAM, Núm 46. Pp. 58-77.
- ∞ Gamiño-Molina, K. 2010. *Diversidad y abundancia de especies de aves en el predio La Alberca, municipio de Uruapan, Michoacán*. Tesis para obtener el título de biólogo en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- ∞ Garibay, C. y G. Bocco. 2011. *Cambios de uso del suelo en la meseta purépecha (1976-2005)*. INE, SEMARNAT, CIGA. México. Pp. 124.
- ∞ Garvin, M., C. Szell y F. Moore. 2006. Blood parasites of Nearctic-Neotropical migrant passerine birds during spring trans-gulf migration: Impact on host body condition. *Journal of Parasitology* 92(5). Pp. 990-996.
- ∞ Giménez de Azcárate, J., M. Escamilla y A. Velázquez. 1997. Fitosociología y sucesión en el volcán Paricutín (Michoacán, México). *Caldasia* 19(3). Pp. 487-505.
- ∞ Gómez-Montes, C. y N. Bayly. 2010. Habitat use, abundance, and persistence of Neotropical migrant birds in a habitat matrix in northeast Belize. *Journal of Field Ornithology* 81(3). Pp. 237-251.
- ∞ Gough, L., J. Grace y K. Taylor. 1994. The relationship between species richness and community biomass: the importance of environmental variables. *Oikos* 70. Pp. 271-279.
- ∞ Gove, A., K. Hylander, S. Nemomissa, A. Shimelis y W. Enkossa. 2013. Structurally complex farms support high avian functional diversity in tropical montane Ethiopia. *Journal of Tropical Ecology* 29(2). Pp. 87-98.
- ∞ Grossiord, C., A. Granier, A. Gessler, M. Pollastrini y D. Bonal. 2013. The influence of tree species mixture on ecosystem-level carbon accumulation and water use in a mixed boreal plantation. *Forest Ecology and Management* 298. Pp. 82-92.
- ∞ Gutiérrez-Contreras, M, M. Lara-Chávez, H. Guillén-Andrade, A. Chávez-Bárceñas. 2010. Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia* 35(9). Pp. 647-653.
- ∞ Hammer, O, D. Harper y P. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics software Packaged for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1). Pp 9.
- ∞ Hernández-Maya, C. 2010. *Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México*. Tesis para obtener el título de biólogo en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- ∞ Howell, S. y S. Webb. 1995. *A Guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. Nueva York. Pp 851.
- ∞ Hsu, T., K. French y R. Major. 2010. Avian assemblages in eucalypt forests, plantations and pastures in northern NSW, Australia. *Forest Ecology and Management* 260(6). Pp. 1036-1046.
- ∞ Hutto, R., S. Pletschet y P. Hendricks. 1986. A fixed-radius count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 103(3). Pp. 593-602.
- ∞ Jactel, H. y G. Brockerhoff. 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10. Pp. 835-848.
- ∞ Jaña-Prado, R., J. Celis-Diez, A. Gutiérrez, C. Cornelius y J. Armesto. 2006. Diversidad en bosques fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales?. En *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos diferentes escalas* de Grez, A., J. Simonetti y R. Bustamante (eds.). Editorial Universitaria. Chile. Pp. 159-189.
- ∞ Johnson, M. 2007. Measuring habitat quality: A review. *The Condor* 109(3). Pp. 489-504.
- ∞ Jones, J., A. Kroll, J. Giovanni, S. Duke, T. Ellis y M. Betts. 2012. Avian species richness in relation to

- intensive forest management practices in early seral tree plantations. *PLoS ONE* 7(8).
- ∞ Komar, O. 2006. Priority contribution. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: A critical review. *Bird Conservation International* 16(1). Pp. 1-23.
 - ∞ Kozłowski, T. y S. Pallardy. 2002. Acclimation and adaptive responses of woody plants to environmental stresses. *Botanical Review* 68(2). Pp. 270-334.
 - ∞ Lambin, E. y P. Meyfroidt. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *PNAS* 108(9). Pp. 3465-3472.
 - ∞ Lane, V., K. Miller, S. Castleberry, R. Cooper, D. Miller, T. Wigley, G. Marsh y R. Mihalco. 2011. Bird community responses to a gradient of site preparation intensities in pine plantations in the Coastal Plain of North Carolina. *Forest Ecology and Management* 262(9). Pp. 1668-1678.
 - ∞ Lantschner, M. y V. Rusch. 2007. Impact of different anthropogenic disturbances on bird communities of Nothofagus Antarctica forest in shrublands in NW Patagonia. *Ecologia Austral* 17(1). Pp. 99-112.
 - ∞ Lennon, J., P. Koleff, J. Greenwood y K. Gaston. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology* 70(6). Pp 966-979.
 - ∞ Lindig-Cisneros, R., S. Galinda-Vallejo y S. Lara-Cabrera. 2006. Vegetation of tephra deposits 50 years after the end of the eruption of the Parícutín volcano, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 51(4). Pp. 455-461.
 - ∞ López-Barrera, F., J. Armesto, G. Williams-Linera, C. Smith-Ramírez y R. Manson. 2007. Fragmentation and edge effects on plant-animal interactions, ecological processes and biodiversity. En Biodiversity Loss and Conservation in *Fragmented Forest Landscapes: The forests of Montane Mexico and Temperate South America* de A. Newton (ed.). CAB International. Pp. 69-101.
 - ∞ Lucas, J., T. Freeberg, J. Egbert y H. Schwabl. 2006. Fecal corticosterone, body mass, and catching rates of Carolina chickadees (*Poecile carolinensis*) from disturbed and undisturbed sites. *Hormones and Behavior* 49(5). Pp. 634-643.
 - ∞ Ludwig, M., H. Schlinkert, A. Holzchuh, C. Fischer, C. Scherber, A. Trnka, T. Tschardt y P. Batary. 2012. Landscape-moderated bird nest predation in hedges and forest edges. *Acta Oecologica* 45. Pp. 50-56.
 - ∞ MacGregor-Fors, I. 2010. *Efectos de la urbanización sobre comunidades de aves neotropicales*. Tesis para obtener el grado de doctor en ciencias en la Universidad Autónoma de México.
 - ∞ MacGregor-Fors, I. y J. Schondube. 2011. Use of tropical dry forests and agricultural areas by neotropical bird communities. *Biotropica* 43(3). Pp. 365-370.
 - ∞ MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J. Schondube. 2012. From forests to cities: effects of urbanization on tropical birds en *Urban bird ecology and conservation* de Lepczyk, C. y P. Warren (eds.). Studies in Avian Biology 45. University of California Press, Berkley, California. Pp. 33-48.
 - ∞ Macías, A. 2009. Aguacate, ¿El oro verde de México? Ponencia presentada en la VII reunión de la Red de Investigación sobre Flores, Frutas y Hortalizas (RISHORT). Culiacán, México.
 - ∞ Maglianesi-Sandoz, M. 2010. Avifauna asociada a bosque nativo y plantación exótica de coníferas exóticas en la Reserva Forestal Grecia, Costa Rica. *Ornitología Neotropical* 21(3). Pp. 339-350.
 - ∞ Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, UK.
 - ∞ Marra, P., K. Hobson y R. Holmes. 1998. Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science* 282(5395). Pp. 1884-1886.
 - ∞ Maser, O. 1996. *Deforestación y degradación forestal en México*. Documento de Trabajo núm. 19. Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada. Pátzcuaro. Pp. 1-19.
 - ∞ Maya-Elizarrarás, E. 2010. *Efectos de la sucesión del bosque tropical perennifolio sobre la composición de las comunidades de aves*. Tesis para obtener el grado de maestra en ciencias

biológicas en la Universidad Nacional Autónoma de México.

- ∞ Medina, C., F. Guevara-Féfer, M. Martínez, P. Silva-Sáenz y A. Chávez-Carbajal. 2000. Estudio florístico en el área de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Acta Botánica Mexicana* 52. Pp. 5-41.
- ∞ Merino, L. 2004. *Conservación o deterioro: El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en los usos de los bosques en México*. SEMARNAT, INE, CCMSS. México. Pp. 331.
- ∞ Milesi, F., L. Marone, J. López de Casenave, V. Cueto y E. Mezquida. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12(2). Pp. 149-161.
- ∞ Mineau, P. 2005. A review and analysis of study endpoints relevant to the assessment of “long term” pesticide toxicity in avian and mammalian wildlife. *Ecotoxicology* 14(8). Pp. 775-799.
- ∞ Mitra, A., C. Chatterjee y F. Mandal. 2011. Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. *Research Journal of Environmental Toxicology* 5(2). Pp. 81-96.
- ∞ Moguel, P. y V. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13(1). Pp. 11-21.
- ∞ Montiel-Aguirre, G., L. Krishnamurthy, A. Vázquez-Alarcón y M. Uribe-Gómez. 2008. Opciones agroforestales para productores de aguacate. *Terra Latinoamericana* 26(1). Pp. 85-90.
- ∞ Morales, L y G. Cuevas. 2011. *Inventarios 1974–2007, y evaluación del impacto ambiental regional del cultivo del aguacate en el estado de Michoacán*. Informe Final. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM. Morelia. Pp. 138.
- ∞ Moreno-Mateos, D., J. Rey-Benayas, L. Pérez-Camacho, E. de la Montaña, S. Rebollo y L. Cayuela. 2011. Effects of land use on nocturnal birds in a mediterranean agricultural landscape. *Acta Ornithologica* 46(2). Pp. 173-182.
- ∞ Mulwa, R., K. Bohning-Gaese y M. Schleuning. 2012. High bird species diversity in structurally heterogeneous farmland in western Kenya. *Biotropica* 44(6). Pp. 801-809.
- ∞ Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 10(2). Pp. 58-62.
- ∞ Muriel S. y G. Kattan. 2009. Effects of patch size and type of coffee matrix on Ithomiine butterfly diversity and dispersal in cloud-forest fragments. *Conservation Biology* 23(4). Pp. 948-956.
- ∞ National Geographic Society. 2002. *National Geographic Field Guide to Birds of North America*. Cuarta Edición. Washington, D.C. Pp. 480.
- ∞ Opdam, P. y J. Wiens. 2002. Fragmentation, habitat loss and landscape management. En *Conserving bird biodiversity: General principles and their application* de Norris, K. y D. Pain (eds.). Universidad de Cambridge. Pp. 157-179.
- ∞ Otieno, N., N. Gichuki, N. Farwig y S. Kiboi. 2011. The role of farm structure on bird assemblages around a Kenyan tropical rainforest. *African Journal of Ecology* 49(4). Pp. 410-417.
- ∞ Pain, D. y P. Donald. 2002. Outside the reserve: pandemic threats to bird biodiversity. En *Conserving bird biodiversity: General principles and their application* de Norris, K. y D. Pain (eds.). Conservation Biology 7. Cambridge. Pp. 157-179.
- ∞ Pavón, N., C. Moreno y A. Ramírez-Bautista. 2012. Biomasa de raíces en un bosque templado con y sin manejo forestal en Hidalgo, México. *Revista Chapingo* 18(3). Pp. 303-312.
- ∞ Payton, M., M. Greenstone y N. Schenker. 2003. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: What do they mean in terms of statistical significance? *Journal of Insect Science* 3. Pp 34
- ∞ Petit, L., D. Petit, D. Christian y H. Powell. 1999. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. *Ecogeography* 22(3). Pp. 292-304.
- ∞ Plexida, S., A. Sfougaris y N. Papadopoulos. 2013. Quantifying beetle and bird diversity in a

- mediterranean mountain agro-ecosystem. *Israel Journal of Ecology; Evolution* 58(1). Pp. 1-25.
- ∞ Ralph, J, G. Geupel, P. Pyle, T. Martin, D. DeSante, B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Pp. 46.
 - ∞ Ramankutty, N., J. Foley y N. Olejniczak. 2008. Land-use change and global food production. En *Land use and soil resources* de Braimoh, A. y P. Vlek (eds.). *Springer*. Pp. 23-40.
 - ∞ Ramírez, L. 2009. *Evaluación de tierras para el cultivo del aguacate de acuerdo con el conocimiento local del paisaje en la región del Pico de Tancítaro, Michoacán*. Tesis para obtener el grado de maestro en geografía en la Universidad Nacional Autónoma de México.
 - ∞ Richards, P., R. Myers, S. Swinton y R. Walker. 2012. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. *Global Environmental Change* 22(2). Pp. 454-462.
 - ∞ Rose, L. y C. Leuschner. 2012. The diversity-productivity relationship in a permanent temperate grassland: negative diversity effect, dominant influence of management regime. *Plant Ecology and Diversity* 5(3). Pp. 265-274.
 - ∞ Sanderson, F., M. Kucharz, M. Jobda y P. Donald. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168. Pp. 16-24.
 - ∞ Santos, T. y J. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2). Pp. 3-12.
 - ∞ Sazima, I. y C. Sazima. 2010. Cleaner birds: an overview for the Neotropics. *Biota Neotropica* 10(4). Pp. 195-203.
 - ∞ Schondube, J., I. MacGregor-Fors, L. Morales-Pérez, E. López y M. Mendoza. 2010. Ecología espacial de las aves en *Atlas de la cuenca del lago de Cuitzeo: Análisis de su geografía y entorno socioambiental* por Cram, S., L. Galicia e I. Israde-Alcántara (comps.). Universidad Nacional Autónoma de México y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Pp. 103-107.
 - ∞ Schneemann, B. y C. McElhinny. 2012. Shrubby today but not tomorrow? Structure, composition and regeneration dynamics of direct seeded revegetation. *Ecological Management & Restoration* 13(3). Pp. 282-289.
 - ∞ Schulze, C., M. Waltert, P. Kessler, R. Pitopang, Shahabuddin, D. Veddeler, M. Muhlenberg, R. Gradstein, C. Leuschner, I. Steffan-Dewenter y T. Tschardt. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds and insects. *Ecological Applications* 14(5). Pp. 1321-1333.
 - ∞ Sekercioglu, C. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153(1). Pp. 153-161.
 - ∞ Sibley, D. 2001. *The Sibley Guide to Birds*. National Audubon Society. New York. Pp. 445.
 - ∞ Sigel, B., T. Sherry y B. Young. 2006. Avian community response to lowland tropical rainforest isolation: 40 years of change at La Selva biological station, Costa Rica. *Conservation Biology* 20(1). Pp. 111-121.
 - ∞ Skagen S. y A. Yackel. 2010. Potential misuse of avian density as a conservation metric. *Conservation Biology* 25(1). Pp. 48-55.
 - ∞ Smith, M., G. Yanega y A. Ruina. 2011. Elastic instability model of rapid beak closure in hummingbirds. *Journal of Theoretical Biology* 282(1). Pp. 41-51.
 - ∞ Sosa, N. 2003. Las aves: riqueza, diversidad y patrones de distribución espacial. En *Las enseñanzas de San Juan; Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales* de Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco (eds.). INE-SEMARNAT, México. Pp. 257-276.
 - ∞ Tejeda-Cruz, C. y W. Sutherland. 2004. Bird response to shade coffee production. *Animal Conservation* 7(2). Pp. 169-179.

- ∞ Thomas, L., J. Laake, E. Rexstad, S. Strindberg, F. Marques, S. Buckland, D. Borchers, D. Anderson, K. Burnham, M. Burt, S. Hedley, J. Pollard, J. Bishop y T. Marques. 2009. *Distance 6.0*. Release "2". Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, United Kingdom.
- ∞ Toledo, R., J. Alcántar, J. Anguiano y G. Chávez. 2009. Expansión del cultivo del aguacate y deforestación en Michoacán. *El Aguacatero* 12(58). Pp. 15-19.
- ∞ Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47. Pp. 893-901.
- ∞ Velázquez, A., J. Mas, J. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62. Pp. 21-37.
- ∞ Velázquez, A., G. Bocco, y A. Torres. 2003a. Descripción del territorio comunal. En *Las enseñanzas de San Juan; Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales* de Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco (eds.). INE-SEMARNAT, México. Pp. 45-50.
- ∞ Velázquez, A., G. Bocco, y A. Torres. 2003b. La investigación participativa y los modelos adaptativos en el manejo de los recursos naturales. En *Las enseñanzas de San Juan; Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales* de Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco (eds.). INE-SEMARNAT, México. Pp. 21-44.
- ∞ Vereá, C., O. Navas y A. Solórzano. 2011. La avifauna de un aguacatero del norte de Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 45(1). Pp. 35-54.
- ∞ Villegas, M. y A. Garitano-Zavala. 2008. Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 43(2). Pp. 146-153.
- ∞ Waide, R., M. Willig, C. Steiner, G. Mittelbach, L. Gough, S. Dodson, G. Juday y R. Parmenter. 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30. Pp. 257-300.
- ∞ Wu, J., F. Joyce y F. Chinchilla. 2009. The impact of habitat fragmentation on bird community composition in Monteverde, Costa Rica. *Berkeley Scientific Journal* 13(1).
- ∞ WWF México, 2012 en http://www.wwf.org.mx/wwfmex/prog_bosques_deforestacion.php
- ∞ Yanega, G. y M. Rubega. 2004. Feeding mechanisms: Hummingbird jaw bends to aid insect capture. *Nature* 428(6983). Pp. 615.

ANEXOS

Anexo 1. Listado de las especies de aves registradas a lo largo del trabajo.

Orden	Familia	Especie	B	HC	HA	Condición migratoria	Gremio trófico
Galliformes	Phasianidae	<i>Gallus gallus</i>		O		Residente	Omnívoro
Accipitriformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>		O		Residente	Carnívoro
Accipitriformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	I	A	A	Residente	Carnívoro
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteo jamaicensis</i>	O	O	I	Migratorio	Carnívoro
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas fasciata</i>	I	I		Residente	Granívoro
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>		O		Residente	Frugívoro
Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium gnoma</i>	I			Residente	Carnívoro
Strigiformes	Strigidae	<i>Aegolius acadicus</i>	O			Residente	Carnívoro
Apodiformes	Apodidae	<i>Chaetura vauxi</i>		O	O	Residente	Insectívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Colibri thalassinus</i>	A	A		Residente	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Eugenes fulgens</i>	I	A	O	Residente	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Lampornis amethystinus</i>	A	A	O	Residente	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Lampornis clemenciae</i>		I		Residente	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Selasphorus platycercus</i>	A	I		Migratorio	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Selasphorus rufus</i>		I	I	Migratorio	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Amazilia beryllina</i>		A	A	Residente	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Amazilia violiceps</i>		I		Residente	Nectarívoro
Apodiformes	Trochilidae	<i>Hylocharis leucotis</i>	A	A	A	Residente	Nectarívoro
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon mexicanus</i>	A	I	I	Residente	Frugívoro
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	O	A	A	Residente	Insectívoro
Piciformes	Picidae	<i>Picoides scalaris</i>		A	A	Residente	Insectívoro
Piciformes	Picidae	<i>Picoides villosus</i>	A			Residente	Insectívoro
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes auratus</i>	I	A		Residente	Insectívoro
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	O		A	Migratorio	Carnívoro
Passeriformes	Furnariidae	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>		I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Furnariidae	<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	A	A		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	I	I	O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus pertinax</i>	I			Residente	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Contopus sordidulus</i>			O	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax albigularis</i>	I			Residente	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax hammondii</i>	I	I	I	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax oberholseri</i>	I	I	I	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax occidentalis</i>	A	A	O	Residente	Insectívoro

Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax fulvifrons</i>			A	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>		A	A	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Attila spadiceus</i>		I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus vociferans</i>			O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo solitarius</i>	I			Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo huttoni</i>	A	I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo gilvus</i>			A	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocitta stelleri</i>	A			Residente	Omnívoro
Passeriformes	Corvidae	<i>Aphelocoma ultramarina</i>	A	A	I	Residente	Omnívoro
Passeriformes	Corvidae	<i>Corvus corax</i>	A	O	A	Residente	Omnívoro
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Tachycineta thalassina</i>		O		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>			O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>		O	O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Paridae	<i>Poecile sclateri</i>	A	A		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>	A	A	A	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Sittidae	<i>Sitta carolinensis</i>	O	I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Sittidae	<i>Sitta pygmaea</i>	O			Residente	Insectívoro
Passeriformes	Certhiidae	<i>Certhia americana</i>	A			Residente	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	A	A	O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i>			I	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus megalopterus</i>		I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus gularis</i>			O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Regulidae	<i>Regulus satrapa</i>		O		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Regulidae	<i>Regulus calendula</i>	A	A	A	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Sialia sialis</i>	O		A	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Myadestes occidentalis</i> *	A	A	A	Residente	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus aurantiirostris</i>		A	O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus occidentalis</i>	A	I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>			I	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus assimilis</i>		A	A	Residente	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	A	A	A	Residente	Frugívoro
Passeriformes	Turdidae	<i>Ridgwayia pinicola</i> *	I	I		Residente	Frugívoro
Passeriformes	Mimidae	<i>Melanotis caerulescens</i>		O	O	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Ptilonotidae	<i>Ptilonotus cinereus</i>	I	A	A	Residente	Frugívoro
Passeriformes	Peucedramidae	<i>Peucedramus taeniatus</i>	A	A		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>			O	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis celata</i>	I	A	A	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Oreothlypis ruficapilla</i>		I	I	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Geothlypis tolmiei</i> *			A	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga coronata</i>	I	A	A	Migratorio	Insectívoro

Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga graciae</i>	A			Residente	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga nigrescens</i>			O	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga townsendi</i>	A	I		Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga occidentalis</i>	A	O		Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Basileuterus belli</i>	I	A		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina pusilla</i>	I	A	A	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Cardellina rubra</i>	A	O		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus pictus</i>		I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus miniatus</i>	A	A	A	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Parulidae	<i>Icteria virens</i>			O	De paso	Insectívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Diglossa baritula</i>			A	Residente	Nectarívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Arremon virenticeps</i>	I	O	I	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Atlapetes pileatus</i>	A	I	I	Residente	Granívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Pipilo maculatus</i>	A	A	A	Residente	Omnívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Aimophila rufescens</i>			I	Residente	Granívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Melospiza fusca</i>		A	A	Residente	Granívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Oriturus superciliosus</i>		I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Spizella passerina</i>			A	Migratorio	Granívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Melospiza lincolni</i>			O	Migratorio	Insectívoro
Passeriformes	Emberizidae	<i>Junco phaeonotus</i>	A	A	A	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>	I	I	I	Residente	Insectívoro
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Piranga bidentata</i>		I		Residente	Insectívoro
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	A		I	Residente	Omnívoro
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus abeillei</i>			I	Residente	Omnívoro
Passeriformes	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>		A	A	Residente	Granívoro
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus pinus</i>	I	I	I	Residente	Granívoro
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>		O	O	Residente	Granívoro

- * Especies que pertenecen a alguna categoría de riesgo de la NOM-059
- B= Bosque, HC= Huertas cercanas al bosque, HA= Huertas alejadas del bosque
- O= Temporada verano/otoño, I= Temporada invierno, A= Ambas temporadas

Anexo 2. Listado de las especies de aves capturadas en las redes

Especie	B	HC	HA	Residencia
<i>Colibri thalassinus</i>		X		Residente
<i>Eugenes fulgens</i>	X	X	X	Residente
<i>Lampornis amethystinus</i>		X	X	Residente
<i>Lampornis clemenciae</i>		X		Residente
<i>Selasphorus platycercus</i>		X		Migratorio
<i>Selasphorus rufus</i>		X		Migratorio
<i>Amazilia beryllina</i>		X	X	Residente
<i>Hylocharis leucotis</i>	X	X	X	Residente
<i>Trogon mexicanus</i>	X			Residente
<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>		X		Residente
<i>Empidonax hammondii</i>		X	X	Migratorio
<i>Empidonax oberholseri</i>		X		Migratorio
<i>Vireo solitarius</i>	X			Migratorio
<i>Vireo huttoni</i>	X			Residente
<i>Poecile sclateri</i>	X			Residente
<i>Psaltriparus minimus</i>	X			Residente
<i>Certhia americana</i>	X			Residente
<i>Troglodytes aedon</i>	X			Residente
<i>Regulus calendula</i>	X			Migratorio
<i>Myadestes occidentalis*</i>	X	X	X	Residente
<i>Catharus occidentalis</i>	X	X		Residente
<i>Catharus guttatus</i>			X	Migratorio
<i>Turdus assimilis</i>		X	X	Residente
<i>Turdus migratorius</i>		X		Residente
<i>Oreothlypis celata</i>	X	X	X	Migratorio
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>		X	X	Migratorio
<i>Setophaga coronata</i>			X	Migratorio
<i>Basileuterus belli</i>	X			Residente
<i>Cardellina pusilla</i>	X			Migratorio
<i>Cardellina rubra</i>	X			Residente
<i>Myioborus miniatus</i>	X			Residente
<i>Atlapetes pileatus</i>	X			Residente
<i>Junco phaeonotus</i>	X	X	X	Residente

- * Especies que pertenecen a alguna categoría de riesgo de la NOM-059
- B= Bosque, HC= Huertas cercanas al bosque, HA= Huertas alejadas del bosque