

90



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

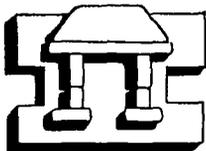
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

"ANALISIS COMPARATIVO ENTRE LA AVIFAUNA DE UN BOSQUE DE ENCINO-PINO NATURAL Y OTRO FRAGMENTADO EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA SIERRA GORDA, QUERETARO".

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A :
FREDY JIMENEZ ESPINOSA

DIRECTORA DE TESIS: DRA. MARIA DEL CORO ARIZMENDI



IZTACALA

LOS REYES IZTACALA, EDO. DE MEX.

2007

TESIS CCN
FALLA DE ORIGEN



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.

Esta tesis está dedicada a Mis padres, sin los cuales nada de esto sería posible.

*A mis hermanas:
Fabiola y Maritza.*

A todos mis amigos de la generación.

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi agradecimiento a mi directora de tesis Dra. Ma. Del Coro Arizmendi por su asesoría y facilidades prestadas para la realización de esta tesis.

También agradezco a cada uno de mis sinodales: M. en C. Patricia Ramirez Bastida, M. en C. Atahualpa de Sucre Medrano, Biol. Angel Morán Silva y Biol. Héctor Molina Bezies que aportaron sus conocimientos para mejorar este trabajo.

A todo el grupo ecológico "Sierra Gorda" por la confianza y las facilidades prestadas para la realización de mi trabajo en el campo.

Y por último, agradezco a todas las personas que de una u otra forma me apoyaron durante todo el tiempo que elaboré mi tesis, en especial a Constantino y Guadalupe por la ayuda que me brindaron y que siempre les agradeceré.

INDICE

RESUMEN.....	1
INTRODUCCION.....	2
ANTECEDENTES.....	5
OBJETIVOS E HIPOTESIS.....	7
AREA DE ESTUDIO.....	8
METODOLOGIA.....	13
RESULTADOS.....	18
DISCUSIÓN.....	28
CONCLUSIONES.....	33
LITERATURA CITADA.....	34
APÉNDICES.....	41

RESUMEN

México es un país de gran diversidad y riqueza tanto florística como faunística; sin embargo, la mayor parte de sus selvas y bosques están sometidos a una gran presión debido a las actividades humanas, tales como ganadería, agricultura y explotación forestal. El cambio acelerado en el paisaje ha propiciado la formación de pequeños parches de vegetación nativa rodeada por otro tipo de vegetación creada por la alteración del hábitat. La forma como responden las aves a estos cambios está determinada por el requerimiento de hábitat y de área de cada especie y por su capacidad de adaptación e interacción con otras. Estos factores pueden llevar por un lado a la extinción de poblaciones locales de algunas especies y por el otro, a un incremento en la distribución y abundancia de otras. En cualquier caso la composición de la comunidad es alterada.

El propósito de este trabajo fue analizar y comparar la riqueza, diversidad y composición avifaunística entre un Bosque de encino-pino natural y un Bosque de encino-pino fragmentado localizados dentro de la Reserva de la Biósfera "Sierra Gorda", Querétaro. Para ello se realizaron censos de aves mediante la técnica de conteo por puntos de Hutto (1980) durante el periodo Abril-1999 a Marzo-2000 en los hábitats antes señalados y mediante diferentes índices comunitarios (diversidad, dominancia, similitud, abundancia y frecuencia relativa), y de riqueza, composición avifaunística y estacional se comparó la similitud entre estos.

Se encontró que la riqueza y diversidad en el Bosque natural es similar a la del Bosque fragmentado, sin embargo su composición avifaunística es diferente. Aunque los dos hábitats guardan gran similitud en su avifauna en cuanto a su riqueza y diversidad, esta es condicionada por la temporada del año y los recursos disponibles para las aves. Además, la distribución estacional de los dos hábitats también es muy similar y la mayoría de las especies en la zona de estudio tuvieron una abundancia de común a rara con una categoría de frecuencia mayormente esporádica. Por último, se detectaron 14 especies con alguna categoría de conservación.

Se concluye que tanto el bosque natural como el fragmentado son importantes en el mantenimiento de la riqueza avifaunística en la zona de estudio, ya que mientras el hábitat natural alberga a varias especies sensibles a la fragmentación, el bosque fragmentado sirve de sitio de paso y descanso para muchas especies en sus rutas migratorias, y en general para todas aquellas que se adaptan a vivir en los hábitats perturbados.

INTRODUCCION

México representa un lugar preponderante en su biodiversidad en el continente destacando la gran diversidad de hábitats y su riqueza, tanto florística, como faunística, resultado de su ubicación geográfica (en la confluencia de las bioregiones Neártica y Neotropical), diversidad topográfica, clima e historia natural (Toledo, 1988).

Sin embargo, en muchas partes de los neotrópicos los hábitats originales están siendo rápidamente modificados debido a la tala excesiva y a la agricultura (Myers, 1980). En Mesoamérica se calcula que aproximadamente el 80% de la vegetación original ha sido destruida (Powell y Rappole, 1986). Solo en nuestro país, 800,000 hectáreas de vegetación son desforestadas anualmente como consecuencia de las actividades humanas, lo que da a México el tercer lugar mundial en cuanto a tasas de deforestación se refiere (Maserá *et al.*, 1992).

Cuando una extensa área de un tipo de hábitat dado es fragmentado, se origina una compleja cadena de reacciones. En primer lugar, se ocasionan grandes cambios en el ambiente físico, así como en el ámbito biogeográfico. Como resultado de esto, el flujo de la radiación, del agua, y de los nutrientes a través de la tierra son alterados significativamente (Saunders *et al.*, 1991). La deforestación de áreas con densa vegetación, ocasiona que se formen pequeños fragmentos o parches de vegetación nativa de diferente tamaño y forma, rodeados por otro tipo de vegetación originada por la alteración del hábitat (Faaborg *et al.*, 1992).

Si el área entera y los fragmentos del hábitat son reducidos, los parches de vegetación remanentes son progresivamente aislados uno del otro, la cantidad de área de vegetación de "borde" o sucesional se incrementa con relación al área de vegetación interior del fragmento de hábitat, y por último, las interrelaciones entre los parches de vegetación son alterados. Esto origina terrenos que consisten en áreas remanentes de vegetación nativa, rodeada de una matriz de tierras agrícolas, ganaderas o dedicadas a la explotación maderera. Aún más, debido a la mecanización de las prácticas agrícolas llevadas a cabo en las últimas décadas por muchos países desarrollados, se ha generado una consolidación de hábitats: pequeñas parcelas han sido amalgamadas en grandes granjas agrícolas dedicadas a un solo tipo de cultivo, y los cinturones de vegetación han sido removidos (Wiens, 1989).

Estas grandes velocidades de transformación del hábitat son causa de interés para el bienestar de las especies de aves residentes y de las que migran de Canadá y Estados Unidos para invernar en los Neotrópicos (Vogt, 1970; Briggs y Criswell, 1979; Terborgh, 1980; Deis, 1981). Las aves pueden responder a la alteración de su hábitat en diferentes niveles, la más inmediata será de tipo fisiológica y de comportamiento, que a su vez generará cambios en índices poblacionales básicos, tales como: tasa de nacimiento, muerte, e índices de dispersión. Los cambios en estos tres parámetros poblacionales básicos puede generar la modificación de muchos parámetros poblacionales secundarios, tales como densidad, tamaño poblacional, alcance geográfico, preferencia de hábitat, estructura de edades, etc. (Temple y Wiens, 1989).

Cuando un área es fragmentada, hay un aumento en el llamado "efecto de borde", este se define como la confluencia de dos tipos de hábitat disímiles o estadios sucesionales. Los "efectos de borde" tienen características ecológicas asociadas a esta confluencia de hábitats, que a su vez, afectan ciertos aspectos biológicos que pueden extenderse muy adentro en la vegetación (Harris, 1988; Yahner, 1988; Saunders *et al.*, 1991).

Tradicionalmente, el efecto de borde se ha relacionado con un aumento en la abundancia y diversidad a través de la frontera entre dos tipos de hábitat (Leopold, 1933). Debido a que se ha registrado que muchas especies son más abundantes cerca de los bordes, varios manejadores de la vida silvestre han pensado que el "borde" es bueno para la vida silvestre y, en muchos casos el manejo de la vida silvestre ha sido considerado sinónimo de creación de hábitat de borde (Harris, 1988).

Sin embargo, la creación de zonas de borde trae consigo cambios en ciertas interacciones bióticas, como consecuencia del aumento de la diversidad y abundancia de vida silvestre, tales como: aumento en la probabilidad de que los nidos sean parasitados por *Molothrus ater*, aumento en la velocidad de depredación de nidos (Whitcomb, 1977; Lynch y Whitcomb, 1978; Brittingham y Temple, 1983; Wilcove, 1985; Temple y Cary, 1988; Robinson, 1992), reducción en el éxito de apareamiento (Gibbs y Faaborg, 1990; Gentry, 1989) y de nidada (Temple y Cary, 1988), pérdida de microhábitats críticos (Robbins *et al.*, 1989), y un aumento en la competencia interespecífica entre especies "generalistas" de borde, definidos estos como los individuos capaces de usar todos los hábitats alterados o no alterados exitosamente y "especialistas" al interior del bosque cuyos individuos son más adeptos a usar un solo tipo de hábitat que no este alterado (Whitcomb, 1977; Butcher *et al.*, 1981; Askins y Philbrick, 1987). Así pues, la forma como responderán una comunidad de aves a la fragmentación, será determinada por el requerimiento de hábitat y de área en cada especie y por su capacidad de adaptación e interacción con otras. De tal forma que estos factores pueden llevar por un lado, a la extinción de poblaciones locales de algunas especies, y por el otro, a un incremento en la distribución y abundancia de otras. En cualquier caso, la composición de la comunidad será alterada (Wiens, 1989).

Como la mayor parte de México, el estado de Querétaro esta sometido a una intensa actividad humana y también alberga una biota muy rica como lo demuestran los trabajos sobre la flora (Zamudio, 1984), herpetofauna (Dixon *et al.*, 1972) y mastofauna (Schmidly y Martin, 1973). En cuanto a su avifauna, el estado es tal vez la entidad federativa que menos se conoce, como lo muestran las revisiones de la literatura existente sobre la fauna (Phillips, 1960; Sánchez-León, 1969; Gómez y Terán, 1981), los registros encontrados en las listas distribucionales generales para México (Friedmann y Moore, 1950; Blake, 1953 y Miller *et al.*, 1957) y la colección de 98 especies del Museo de Zoología en la Facultad de Ciencias, UNAM. Una gran parte de esta riqueza se halla ubicada al norte del estado, dentro de la Reserva de la Biosfera "Sierra Gorda", que como consecuencia de su gran diversidad topográfica y climática alberga una gran variedad de hábitats: desde vegetación xerófila hasta selva mediana subcaducifolia, pasando por bosques mixtos de pino y encino, *Abies* y *Juniperus*, bosque tropical caducifolio y bosque mesófilo de montaña. En especial, los bosques mixtos de encino-pino encuentran en esta área condiciones favorables para su desarrollo y por ello se encuentran bien representados en la Reserva ocupando extensas áreas conservadas (INE- SEMARNAP, 1999).

Este tipo de bosque es de gran importancia para las aves en nuestro país, ya que en ellos se encuentra la segunda mayor riqueza de especies, solo después de los hábitats correspondientes al clima tropical húmedo, en especies endémicas también esta en segundo lugar, antecedido por los hábitats de clima árido y semiárido (Toledo, 1994)

Sin embargo, como en otras regiones de nuestro país, este tipo de bosque ha sufrido los efectos de la colonización humana, debido a las condiciones favorables de su clima, tanto para la vida del hombre, como para la prosperidad de la agricultura y ganadería (Rzedowski, 1978)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

La Reserva no es la excepción a esta situación y por ello encontramos en ella tanto hábitats naturales como fragmentados.

Así pues, el propósito de este trabajo fue comparar la riqueza, diversidad y composición avifaunística entre un bosque de encino-pino natural y uno fragmentado, con el fin de analizar las diferencias y similitudes entre estos dos hábitats y de esta manera contribuir al conocimiento general que se tiene sobre estos ecosistemas.

ANTECEDENTES

El efecto en la dinámica poblacional de las especies cuyos hábitats han sido fragmentados en pequeñas áreas remanentes de diferentes tamaños y grado de aislamiento ha sido de interés teórico y práctico por algún tiempo (Arrenhius, 1921; Gleason, 1922; Cain y Castro, 1959; MacArthur y Wilson, 1967; Villard *et al.*, 1993). La mayor parte de su atención se ha enfocado en el hábitat donde se crían y reproducen las aves, aunque algunos investigadores más recientemente, se han avocado a investigar si también las poblaciones de aves pueden ser afectadas por la fragmentación tanto en los hábitats de tránsito, como en los de invernación (Rappole y Morton, 1985; Robbins *et al.*, 1987).

Numerosos estudios de comunidades de aves reproductoras en hábitats conservados y fragmentados han reportado resultados diversos, por ejemplo: En el este de Estados Unidos, un estudio menciona que los hábitats fragmentados son en efecto, menos diversos en general que los hábitats no fragmentados (Askins *et al.*, 1990). Sin embargo, otros estudios, como el de Rosenberg y Raphael (1986) reportan un incremento en la riqueza de especies en vegetación fragmentada en bosques de coníferas de California. Wiens (1989) aduce que lo hallado sobre los efectos de la fragmentación en las aves refleja diferencias en los procedimientos y variables medidas lo que puede llevar a conclusiones contradictorias.

En nuestro país, los estudios de este tipo son escasos y se han enfocado en su mayor parte en las aves migratorias, entre ellos podemos mencionar a:

Rappole y Morton (1985), durante un estudio realizado en un Bosque tropical de Catemaco, Veracruz, durante dos periodos: 1973-1975 y 1980-1981, hallaron en los hábitats fragmentados una disminución de especies y organismos tanto residentes como migratorios y cambios en el comportamiento de las aves (de territoriales a nómadas).

Robbins *et al.* (1989) estudiando aves terrestres migratorias de siete países latinoamericanos, entre ellos México, encontraron que muchas migratorias utilizan los terrenos de cultivo y que en los fragmentos estudiados la densidad es comparable a la de un bosque extenso.

Lynch (1989) encontró que las aves migratorias neárticas invernantes en la Península de Yucatán son tanto diversas como numerosas en todos los tipos de vegetación natural y perturbada. Las aves migratorias y las residentes mostraron aproximadamente la misma tendencia a utilizar vegetación altamente perturbada o sucesional y tuvieron amplitudes de hábitat y nicho similares. Concluye que la agricultura tradicional de milpa que consiste en el cultivo rotativo de pequeñas parcelas actualmente no representa una amenaza para ninguna especie migratoria en Yucatán y es benéfica para las especies que prefieren hábitats abiertos.

Hutto (1992), realizando conteos en una variedad de tipos de hábitat y localidades geográficas de México, halló que en bosques tropicales deciduos perturbados y no perturbados cerca de Chamela, Jalisco, las aves migratorias como grupo fueron detectadas relativamente con mayor frecuencia en los hábitats perturbados que en los no perturbados. La mayoría de las especies migratorias estuvo restringida o fue detectada con mayor frecuencia en el hábitat perturbado. No obstante, las especies migratorias restantes estuvieron restringidas o fueron más abundantes en el hábitat no perturbado. Concluye que aunque la especie migratoria promedio podría diferir de la especie residente promedio en el número de hábitats que utiliza fuera de la época de cría, o en su respuesta a la perturbación del hábitat, dichas interpretaciones esconden una variación considerable entre especies dentro de cada grupo. Por tal variación, considera que

las migratorias como un todo, no comprenden un grupo utilizable de manejo para fines de planeación de acciones conservacionistas.

Retana (1991), realizó un análisis comparativo entre la avifauna de un Bosque de encino y una zona agrícola en la Subcuenca del río Cutzamala, Guerrero; en ambos hábitats la mayor riqueza de especies se dió en la temporada de seca y estuvo en función del estado de permanencia, actividad y conducta de las aves, al analizar la composición de las especies por gremio de forrajeo en relación a la productividad de los recursos alimentarios, encontró que en el Bosque de encino hay estabilidad entre estos dos factores del ecosistema, mientras que en la zona agrícola los gremios están en función de la estructura de los cultivos y de la abundancia y tipos de recursos alimentarios que producen directa e indirectamente los cultivos desde la siembra hasta la cosecha.

Figuroa (2001) estudiando el efecto de la fragmentación del hábitat en aves frugívoras de Calakmul, Campeche entre fragmentos con vegetación diversa (Selva mediana subperennifolia, Selva inundable, fragmentos de selva aislados, corredores, acahuales y vegetación secundaria) halló diferencias en el uso del hábitat y del recurso, y detectó que a través del movimiento de las aves frugívoras entre los fragmentos se da el intercambio de semillas del interior de las selvas hacia sitios fragmentados y viceversa. Además encontró que el tamaño de los frutos y su calidad nutricional varía entre fragmentos, lo que no influye negativamente en la selección de los frutos por las aves.

OBJETIVOS

Objetivo general:

- Analizar y comparar la riqueza, diversidad y composición avifaunística entre un Bosque de encino-pino natural y un Bosque de encino-pino fragmentado.

Objetivos particulares:

- Obtener un listado ordenado taxonómicamente de las especies registradas en la zona de estudio.
- Obtener en los dos hábitats estudiados:
 - Riqueza específica.
 - Acumulación de especies.
 - Composición avifaunística.
 - Especies exclusivas de cada hábitat.
 - Distribución estacional.
 - Estatus de conservación.
- Calcular los siguientes índices en cada tipo de hábitat:
 - Índice de Jack-Knife.
 - Índice de diversidad y equitatividad.
 - Índice de dominancia.
 - Índice de similitud entre los dos hábitats.
 - Patrones de abundancia y frecuencia relativa.

HIPÓTESIS

- Ho- La riqueza, diversidad y composición avifaunística de un Bosque de encino-pino natural no es significativamente diferente a la de un Bosque de encino-pino fragmentado.
- Ha- La riqueza, diversidad y composición avifaunística de un Bosque de encino-pino natural es significativamente diferente a la de un Bosque de encino-pino fragmentado.

AREA DE ESTUDIO

Localización.

El área de estudio se encuentra ubicada dentro de la Reserva de la Biósfera "Sierra Gorda", en el norte del estado de Querétaro y ocupando la mayor parte de la Sierra Gorda, la cual forma parte de la Sierra Madre Oriental. La Reserva colinda con los estados de San Luis Potosí, Hidalgo y Guanajuato (INE-SEMARNAP, 1999).

El estudio se llevó a cabo en dos localidades: una conocida como El Madroño (21°16'08" N y 99°09'48" W, altitud 1640 msnm) que pertenece al Municipio de Landa de Matamoros, y presenta un Bosque de encino-pino natural (Foto 1 y 2). La otra localidad se le conoce como El Llano (21°09'46" N y 99°36'44" W, altitud 1820 msnm) que pertenece al Municipio de Pinal de Amoles y con un Bosque de encino-pino fragmentado (Foto 3 y 4).

Se llega al área de estudio por la carretera federal 120, San Juan del Río-Xilitla. El Madroño está ubicado a unos 30 km aproximadamente adelante del pueblo de Landa de Matamoros, sobre la carretera federal con dirección a Xilitla (S.L.P.). Las brechas donde se realizó el conteo se encuentran adentrándose en el bosque enfrente de un cementerio un poco antes de llegar a un poblado llamado El Lobo. A El Llano se llega por la carretera federal con dirección a Jalpan de Serra unos 10 km adelante del pueblo de Pinal de Amoles, en ese punto se encuentra un camino de terracería con dirección al poblado de San Pedro Escanela, fue a través de este que se realizó el muestreo.

Geología, topografía y edafología.

El proceso geológico más evidente en la zona es el de la orogénesis, causado por esfuerzos tectónicos compresivos y distensivos que dieron origen a la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, de la cual forma parte la Sierra Gorda (INE-SEMARNAP, 1999).

La zona pertenece a la denominada plataforma Valles-San Luis Potosí, que durante el cretácico y el terciario se vio afectada por distintos esfuerzos tectónicos de la Orogenia Laramidaea. Actualmente la Sierra Madre Oriental se encuentra en proceso de levantamiento, lo que acelera el efecto de los agentes modeladores del relieve (Lazcano, 1986).

La topografía es abrupta, con montañas plegadas que constituyen una serie de Sierras alargadas separadas por valles intermontanos estrechos. Estos rasgos geomorfológicos corresponden a estructuras anticlinales y sinclinales con orientación general NW-SE (INEGI, 1987).

Los suelos se describen de acuerdo a la clasificación según FAO-UNESCO, adecuada por INEGI (1986):

El suelo es del cretácico superior y está formado de rocas sedimentarias y volcano-sedimentarias (caliza). El Madroño posee un suelo tipo Luvisol combinado con regosol calcárico de textura media con coloración rojiza de profundidad menor a 50 cm y alta susceptibilidad a la erosión. El Llano presenta un suelo tipo Luvisol cálcico con cambisol cálcico de textura fina de color pardo grisáceo oscuro de profundidad menor a 50 cm (INEGI, 1987).

Hidrología.

La zona de estudio pertenece a la cuenca del río Tamuín, que forma parte de la región hidrológica del río Pánuco (RH-26), con una extensión de 2038 km² en la Reserva, siendo sus principales afluentes el río Ayutla, río Santa María y río Jalpan (INEGI, 1986).

Climatología.

Según la clasificación de Köppen modificada por García (1973), el clima predominante en el área de estudio es el Templado subhúmedo (Cw²) (w) con lluvias en verano y sequía de medio verano, es el más húmedo de los subhúmedos, extremoso y con escasa precipitación invernal (menos de 5 mm) y precipitación del mes más seco menor de 40 mm. En el Madroño la temperatura media máxima en los meses de noviembre-diciembre es de 21°C y la media mínima es de 9°C. La precipitación anual en los meses de noviembre-abril varía entre los 150-200 mm. En El Llano la temperatura media máxima en los meses de noviembre-diciembre es de 24°C y la media mínima es de 9°C. La precipitación anual varía entre los 100-150 mm anuales en los meses de noviembre-abril (INEGI, 1986).

Vegetación.

La similitud de las exigencias ecológicas de los pinares y los encinares da como resultado que los dos tipos de bosque ocupen nichos muy similares, y que se desarrollen uno al lado del otro formando intrincados mosaicos y complejas interrelaciones, formándose así bosques mixtos de pino y encino (Rzedowski, 1978).

En la Reserva este tipo de bosque mixto ocupa una extensión de 38250 ha (10% de la superficie total de la Reserva).

El Madroño presenta un bosque de encino-pino natural de más de 3000 ha compuesto de un estrato arbóreo de altura 30-8 m con una cobertura de más del 75%. El dosel del bosque lo ocupa *Pinus greggii* (pino prieto), con un sustrato de 20-25 m de *Quercus crassifolia* (encino ó roble) Estas dos especies son dominantes en el estrato, pero también encontramos otras como: *Pinus patula* (pino colorado), *Pinus cembroides* (pino piñonero), y *Juniperus sp.* (sabino). El estrato arbustivo ocupa una altura de entre 0.6-2 m con una cobertura de entre 25-30%, algunas de las especies que presenta son: *Senecio roldana*, *Rhus sp.* y *Arbutus glandulosa* (madrño), esta última como dominante. El estrato herbáceo con una altura menor a 50 cm tiene una cobertura de 5-25% y cuenta con especies como: *Dioscorea sp.*, *Astranthium sp.*, *Eringium sp.*, *Poa sp.* y *Rubus pringlei* (zarzamora), esta última como dominante.

El Llano posee un bosque de encino-pino con numerosos parches de vegetación de distinta composición y tamaño, sin embargo en la carta Vegetación y uso de suelo (F14-8) del INEGI (1987) se distinguen cuatro principales, que son los de mayor extensión: Un fragmento de bosque natural (450 ha), uno de vegetación secundaria arbustiva y arborea (420 ha), uno de pastizal inducido (240 ha) y uno sin vegetación (150 ha). La evaluación de la vegetación realizada dentro de la vegetación secundaria arbustiva y arborea reveló la siguiente composición:

Un estrato arbóreo de altura entre 10-25 m con cobertura del 25-30%. En el dosel se encuentra como especie más abundante en el estrato *Quercus laurina* (encino laurelillo), seguido en abundancia por *Pinus patula* en una altura de entre 15-20 m. Entre 10-20 m se encontró también a: *Alnus arguta* (aile) y *Juniperus sp.* En el estrato arbustivo con una cobertura de 5-25% y altura de 0.5-2 m se encontró a: *Garrya sp.*, *Senecio sp.* y *Eupatorium petiolare*, esta última como dominante. En el estrato herbáceo de altura menor a 50 cm y con una cobertura de más del 75%, encontramos las siguientes especies: *Polypodium sp.*, *Rumex sp.*, *Ranunculus sp.*, *Rubus sp.* y *Poa annua* (pasto), esta última como dominante.



Foto 1 y 2. Hábitat correspondiente al Bosque de encino-pino natural (BN) en la localidad El Madroño.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Foto 3 y 4. Hábitat correspondiente a Bosque de encino-pino fragmentado (BF) en la localidad El Llano.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

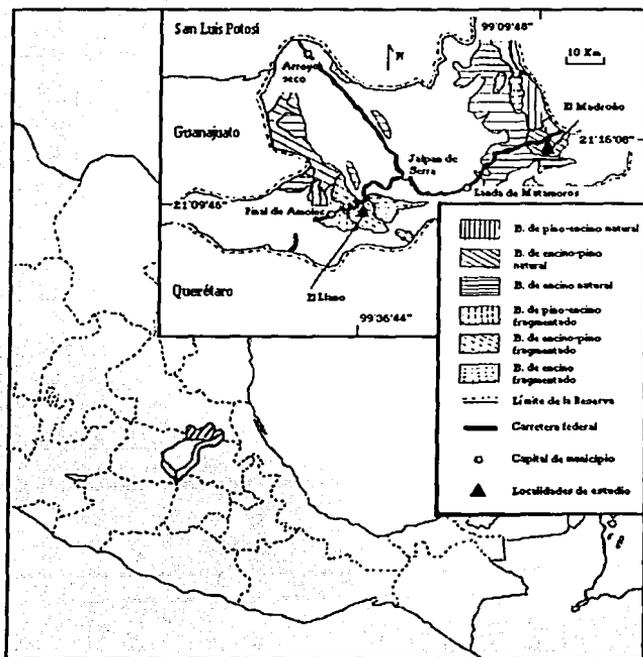


Fig. 1. Ubicación y mapa de la Reserva de la Biósfera "Sierra Gorda" (modificado de INEGI, 1987). Se señalan las localidades de estudio y los diferentes tipos de bosques de encino y pino presentes en la zona.

METODOLOGIA

Trabajo de campo.

Este estudio se realizó con el financiamiento de la NFWF (National Fish and Wildlife Foundation) dentro de su proyecto de investigación Conservación de las aves de la Sierra Gorda, durante el Período: Abril 1999- Marzo 2000 en la Reserva de la Biósfera "Sierra Gorda".

Los dos hábitats estudiados: 1.- Bosque de encino-pino natural (localidad El Madroño) y 2.- Bosque de encino-pino fragmentado (localidad El Llano) fueron elegidos haciendo una revisión de las cartas Topográficas y Uso de suelo y vegetación Escala 1: 250 000 del INEGI (1986). Con la ayuda de Roberto Pedraza, conocedor de la región y su avifauna; de Carol Beardmore (US Fish and Wildlife Service), David Kruepper y Terry Rich (Departament of the Interior Bureau of Land Management) se eligieron los sitios de más fácil acceso y con brechas mas adecuadas para la realización de los censos de aves. Las coordenadas y altitud se tomaron mediante la carta Topográfica Escala 1:50 000 del INEGI (1987). Para definir a lo que en este estudio se considera como Bosque de encino-pino natural y Bosque fragmentado se realizó el método de Evaluación de las características de la vegetación modificado del descrito por Ralph *et al.* (1996) de la siguiente forma:

En cada localidad de estudio se estableció una parcela circular de 25 m de radio y se caminó dentro de ella recolectando todas las especies vegetales encontradas durante 20 minutos. A continuación se anotó el número de estratos dentro de la parcela, determinando la altura media de cada estrato presente y la especie dominante en cada uno, el diámetro a la altura del pecho (d.a.p.) máximo y mínimo de los árboles que forman el dosel y el porcentaje total de cobertura (según la medida de la copa). Por último, en el laboratorio de Botánica de la FES Iztacala se realizó la identificación de los ejemplares recolectados. Los datos obtenidos se describen en el apéndice I.

El año que abarco el monitoreo fue dividido de acuerdo a las estaciones del año, quedando definidas cuatro temporadas:

Primavera (Abril-Junio 1999).

Verano (Julio-Septiembre 1999).

Otoño (Octubre-Diciembre 1999).

Invierno (Enero-Marzo 2000).

Para los censos de aves se eligió la técnica de Hutto (1980) de conteo por puntos de radio fijo (25 m). Para realizarla, se marcaron en cada hábitat 30 puntos separados uno del otro 150 m cuya localización no varió durante todo el año que duró el censo. Después con una periodicidad mensual en cada hábitat se llevó a cabo la técnica de la siguiente manera: el censo se iniciaba 15 minutos después del amanecer y consistió en registrar en cada punto las aves escuchadas u observadas durante 10 minutos. En cada sesión solo se contaban 10 puntos y no se hicieron reclamos para atraer a las aves. Se usaron para la identificación de las aves binoculares Vivitar 7x35 y guías de campo Peterson y Chalif (1989), National Geographic Society (1987) y Howell y Webb (1995). Todos los puntos se contaban cada temporada.

Trabajo de gabinete.

Se elaboró un listado avifaunístico ordenado taxonómicamente y con su respectivo nombre en inglés de acuerdo con AOU (1998) de toda la zona de estudio.

Para verificar si los muestreos son representativos, se graficó la acumulación en el número de especies durante cada mes y para cada hábitat, comparandolo con el modelo teórico de Jack-Knife 1. Este tipo de estimaciones se han empleado para estimar el número de especies que teóricamente se esperaría registrar (Soberón y Llorente, 1993). Para ello se empleó el programa Biodiversity Professional Beta 1 (McAleece, 1997).

Se graficó el número de especies por familia en cada hábitat, y se obtuvo el número total y por temporada de especies y organismos registrados en cada hábitat.

La estacionalidad se definió de acuerdo a los criterios que Howell y Webb (1995) establecen para las aves de México:

- Residente-Reproductor (Re)- Aves que se reproducen y pueden encontrarse en la zona durante todo el año.
- Residente de verano (Rv)- Especie reproductora que sólo se presenta en verano.
- Visitante de invierno (Vi)- Aves que están sólo o principalmente en invierno.
- Transitorio (T)- Especie no reproductora que se presenta sólo o principalmente como de paso o transitoria durante la migración de primavera y/o otoño.

Se graficaron los resultados de la estacionalidad en la zona de estudio y por temporada en cada hábitat.

Se obtuvieron las especies exclusivas de cada tipo de hábitat.

La composición avifaunística se obtuvo asignándole a la avifauna registrada una de las dos siguientes categorías, que fueron propuestas basándose en el hábitat donde reportan Howell y Webb (1995) que se encuentra cada especie:

Especialistas: Especies adaptadas a vivir en el interior del bosque natural.

Generalistas: Especies adaptadas a vivir tanto en bosques naturales, como en acahuales y zonas de cultivo.

Se calculó la Diversidad por Hábitat anual (con el total de individuos y organismos de las cuatro temporadas) y para cada temporada del año mediante el índice de Shannon, este índice mide la relación entre la riqueza específica y los individuos de cada especie en una comunidad. Está diseñado para dar el valor más alto cuando la abundancia de las especies es uniforme y el valor más bajo cuando todos los individuos corresponden a una misma especie. Un aumento de diversidad puede deberse a un aumento de especies y a una mejor distribución de los individuos dentro de ellas, este índice permite conocer la relación entre el número de especies y la abundancia relativa de las mismas, y se puede traducir como la incertidumbre que existe de poder acertar la especie de un individuo en una muestra, si se eligiera al azar. Su valor no se afecta por el tamaño de la muestra y permite comparar valores entre sitios (Krebs, 1985). Su fórmula, según Margalef (1974) es:

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i$$

Donde:

H' = índice de diversidad.

pi = ni/N.

ni = número de organismos de la especie i.

N = número total de organismos.

Para comparar los índices de diversidad anual y por cada temporada del BN y el BF, se utilizó la prueba de "t" de Hutchenson (1970), descrita por Magurran (1987), que compara los dos índices para detectar si hay diferencias significativas entre ellos, mediante la siguiente fórmula:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var } H'_1 + \text{Var } H'_2)^{1/2}}$$

A su vez la varianza está definida por la fórmula:

$$\text{Var } H' = \frac{\sum p_i (\log_2 p_i)^2 - (\sum p_i \log_2 p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2}$$

Para obtener el valor de "t" en tablas de distribución se calculan los grados de libertad (gl) con la siguiente fórmula:

$$gl = \frac{(\text{Var } H'_1 + \text{Var } H'_2)^2}{(\text{Var } H'_1)^2/N_1 + (\text{Var } H'_2)^2/N_2}$$

Donde:

H'_1 = índice de diversidad del BN anual y por temporada

H'_2 = índice de diversidad del BF anual y por temporada

Var H'_1 = varianza del índice de diversidad del BN anual y por temporada

Var H'_2 = varianza del índice de diversidad del BF anual y por temporada

N = Número de organismos de un hábitat anual y por temporada

N1 = Número de organismos del BN anual y por temporada

N2 = Número de organismos del BF anual y por temporada

S = Número de especies de un hábitat anual y por temporada

Las hipótesis a probar serían:

Ho = La diversidad del BN no es significativamente diferente de la del BF
(aceptada si t < valor de "t" en tablas).

Ha = La diversidad del BN es significativamente diferente de la del BF
(aceptada si t > valor de "t" en tablas).

Con $\alpha = .001$

La H' max nos da la diversidad máxima que se esperaría si todas las especies tuvieran la misma abundancia (Krebs, 1985) y depende del número de especies registradas (Tramer 1969), así entonces se calculó la H' max anual y por temporada en cada hábitat con la fórmula:

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

$H'_{\max} = \log_2 S$ donde H'_{\max} = diversidad de especies máxima anual y por temporada.
 S = número de especies registradas anual y por temporada.

La equitatividad es una medida de la abundancia relativa de las especies, el valor máximo es de uno, que indica que todas las especies son igualmente abundantes (Lancaster y Rees, 1979).

Se calculó de manera anual y por temporada en cada hábitat mediante la fórmula:

$E = H'/H'_{\max}$ donde E = Equitatividad.
 H' = índice de diversidad anual y por temporada.
 H'_{\max} = diversidad de especies máxima anual y por temporada.

La dominancia se calculó anual y por temporada en cada hábitat con el índice de Simpson. Su valor máximo es de uno. Este índice evalúa la probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie, entre mayor sea la abundancia relativa de una especie, mayor será el valor de su dominancia (Ramirez, 2000).

Índice de dominancia de Simpson: $D = \sum p_i^2$

Se graficaron los índices de diversidad, diversidad máxima y equitatividad de Shannon, así como el índice de dominancia de Simpson.

Para el análisis de similitud faunística entre los dos tipos de hábitat y las temporadas, se utilizó el índice de similitud de Simpson que, de acuerdo con Sánchez y López (1988), da gran peso a las especies compartidas entre dos ecosistemas. Estos autores proponen el valor crítico de 66.65 para diferenciar entre faunas similares o distintas (Si $66.65 >$ valor obtenido = faunas distintas; Si $66.65 <$ valor obtenido = faunas similares).

La fórmula del índice de Simpson es:

$IS = 100(S)/N$ donde IS = Índice de similitud de Simpson.
 S = Número de especies compartidas entre los dos hábitats a comparar.
 N = Número de especies en la muestra más pequeña.

La abundancia relativa nos indica si una población está cambiando en algún momento (Odum, 1972). Se determinó obteniendo en cada especie el máximo de organismos que haya registrado en algún conteo durante la temporada, y asignándole a este valor alguna de las categorías de abundancia propuestas por Blondell (1969), cuyos criterios son:

1. Muy Abundante- más de 10 individuos.
2. Abundante- 6 a 10 individuos.
3. Comunes- 2 a 5 individuos.
4. Raras- 1 individuo.

La frecuencia relativa por especie se calculó para conocer la representatividad de las especies a lo largo del año (Begon *et al.*, 1988).

Su fórmula es:

$FR = \text{Número de muestreos en que se registra la especie} / \text{Número de muestras totales}$.

La frecuencia tiene valores de cero a uno, entre más se acerca a uno indica que la especie se registró mayor número de veces. Los valores se dividieron en las siguientes categorías propuestas por Meza (2000):

- Muy frecuente (MF): 0.76-1.00
- Frecuente (F): 0.51-0.75
- Poco frecuente (PF): 0.26-0.5
- Esporádico (E): 0-0.25

La frecuencia relativa se calculó anual en cada hábitat y en la totalidad de la zona de estudio.

Para la riqueza de especies y organismos, estacionalidad, índices de frecuencia y abundancia relativa se aplicó la prueba de χ^2 anual y por cada temporada para establecer si hay diferencias estadísticamente significativas entre el BN y el BF.

RESULTADOS

Riqueza específica.

Se registró un total de 2537 organismos pertenecientes a 99 especies agrupadas en 26 familias de ocho órdenes. En el BN se registraron 1081 organismos pertenecientes a 63 especies agrupadas en 21 familias de seis órdenes. En el BF se registraron 1456 organismos pertenecientes a 87 especies agrupadas en 23 familias de siete órdenes.

El orden mejor representado en ambos hábitats fue el de Passeriformes con 16 familias en cada uno. En ambos hábitats la familia con mayor número de especies fue Parulidae con 13 en cada uno (Figura 2).

En el Apéndice II se muestra la lista completa de las especies registradas en este estudio, ordenadas taxonómicamente y con su respectivo nombre en inglés de acuerdo con AOU (1998), se incluye el hábitat donde se registró, su abundancia y frecuencia relativa, su estacionalidad (según Howell y Webb, 1995) y estatus de conservación según NOM-ECOL-059 (Escalante, 1994).

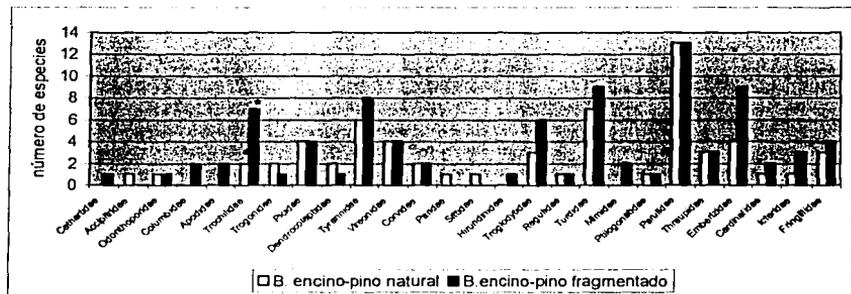


Figura 2. Riqueza de especies por familia en la zona de estudio. * indica diferencias significativas en el número de especies de cada familia entre el B. de encino-pino-natural y el B. de encino-pino fragmentado, según prueba de χ^2 (gl.=1, P=0.05).

En el Cuadro 1 se muestra el número de especies registradas con respecto a la temporada del año, tanto en el BN como en el BF. En ambos hábitats la temporada con mayor número de especies fue Invierno con 48 y 62 respectivamente. La estación con menor número de especies en el BN fue Primavera con 35. En el BF la temporada con menos especies fue Otoño con 40. Asimismo la temporada con mayor número de organismos registrados en ambos hábitats fue Primavera con 314 y 459 en el BN y el BF respectivamente, asimismo, el menor número se registró en Otoño con 203 y 233 organismos registrados en el BN y el BF respectivamente.

En el Cuadro 2 se indica el número de especies y organismos que correspondieron a la categoría de "generalistas" o "especialistas". El mayor número de especies "generalistas" se dio en Invierno con 44 registradas en el BF y el menor número de ellas se obtuvo durante Primavera

en el BN (21). Las "especialistas" alcanzaron un valor máximo de 21 especies registradas durante Otoño e Invierno en el BN, y el menor número se dio en Primavera con 12 en el BF. El máximo número de organismos "generalistas" fue de 363 registrados durante Primavera en el BF y el menor se dio en el BN durante el Invierno con 107 organismos registrados. El máximo número de organismos "especialistas" se obtuvo durante la Primavera en el BN (161) y el menor número se registró en el BF durante el Verano (49).

Cuadro 1. Número de especies y organismos por temporada y totales en el B. de encino-pino natural (BN) y fragmentado (BF). * indica diferencias significativas (según prueba de χ^2) entre los dos hábitats en sus distintas categorías (gl.=1, P=0.05).

	Temporada								Anual	
	Primavera		Verano		Otoño		Invierno		BN	BF
	BN	BF	BN	BF	BN	BF	BN	BF		
Número de especies	35*	55*	45	54	44	40	48	62	63	87
Número de organismos	314*	459*	311	310	203	233	253*	454*	1081*	1456*

Cuadro 2. Número de especies y organismos según sean "generalistas" o "especialistas" por temporada y totales en el B. de encino-pino natural (BN) y fragmentado (BF). * indica diferencias significativas (según prueba de χ^2) entre los dos hábitats en sus distintas categorías (gl.=1, P=0.05).

	Temporada								Anual	
	Primavera		Verano		Otoño		Invierno		BN	BF
	BN	BF	BN	BF	BN	BF	BN	BF		
Número de especies "generalistas"	21*	43*	27	39	23	27	27	44	37*	68*
Número de especies "especialistas"	14	12	18	15	21	13	21	18	26	19
Número de organismos "generalistas"	153*	363*	169*	261*	109*	173*	107*	355*	538*	1152*
Número de organismos "especialistas"	161*	96*	142*	49*	94*	60*	146*	99*	543*	304*

Acumulación de especies.

La Figura 3 y 4 muestra la acumulación de especies durante cada mes comparadas con el modelo teórico de Jack-knife 1, observándose que la curva tiende hacia una asintota en ambos hábitats, indicando que los muestreos son representativos.

El modelo de Jack-knife predice para el BN nueve especies más de las observadas, por lo tanto se registraron el 87.5% de estas.

En el BF se predicen 15 especies más de las observadas, por lo tanto se registraron el 85.3% de estas.

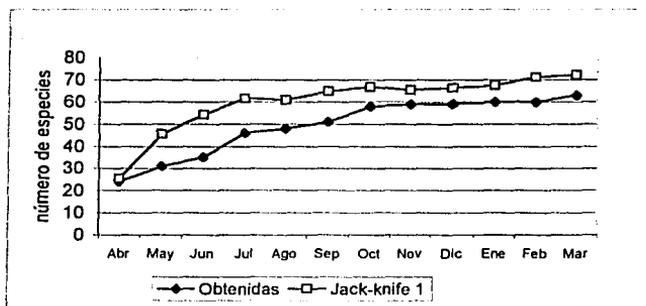


Figura 3. Acumulación de especies en el B. de encino-pino natural.

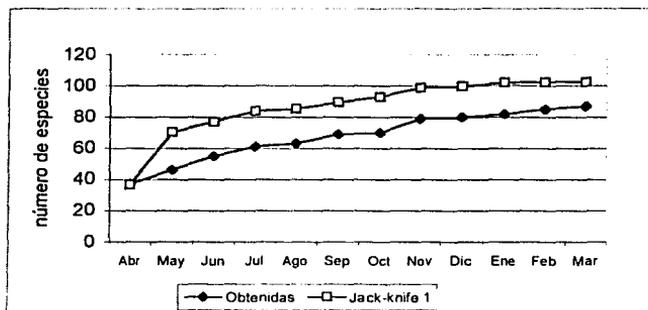


Figura 4. Acumulación de especies en el B. de encino-pino fragmentado.

Estacionalidad.

De las 99 especies registradas en toda la zona de estudio la mayor parte correspondió a la categoría de Residentes con 77 y el menor número a las Residentes de Verano con solo dos. En el BF se dio el mayor número de especies Residentes con 65, así también las Migratorias fueron más numerosas en este hábitat con 17 especies registradas. Las Residentes de Verano y las Transitorias solo se registraron en el BF con dos y tres especies respectivamente (Cuadro 3).

En la Figura 5 y 6 se observa el número de especies y su estacionalidad de acuerdo a las temporadas del año. Durante el Verano tanto en el BN como en el BF se dio el mayor número de especies Residentes (43 y 50 respectivamente) y Otoño en el BF registro el menor número de estas (28).

En las especies Migratorias durante el Invierno en el BF se tuvo el mayor número de estas (17) y el menor se dio en Verano tanto en el BN como en el BF (dos en cada uno).

Las especies Residentes de Verano solo se registraron en el BF durante Primavera y Verano. Asimismo, las especies Transitorias aparecieron durante todas las temporadas solo en este hábitat.

Cuadro 3. Estacionalidad de las especies total y por tipo de hábitat en el Bosque de encino-pino natural (BN) y el B. de encino-pino fragmentado (BF). Categorías: R-Residentes, MI-Migratorias, RV-Residentes de Verano y T-Transitorias. * indica diferencias significativas entre los dos hábitats en sus distintas categorías según prueba de χ^2 (gl.=1, P=0.05).

Hábitat	Categoría			
	R	Mi	RV	T
BN	51	12	0	0
BF	65	17	2	3
Total	77	17	2	3

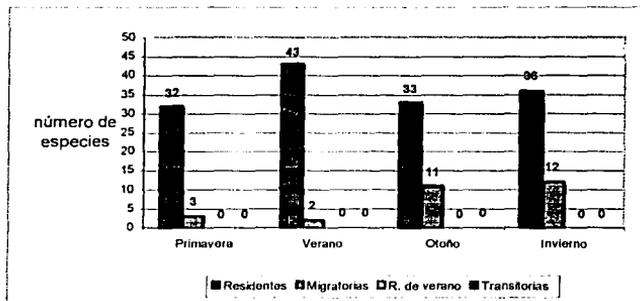


Figura 5. Estacionalidad de las especies por temporada en B. de encino-pino natural.

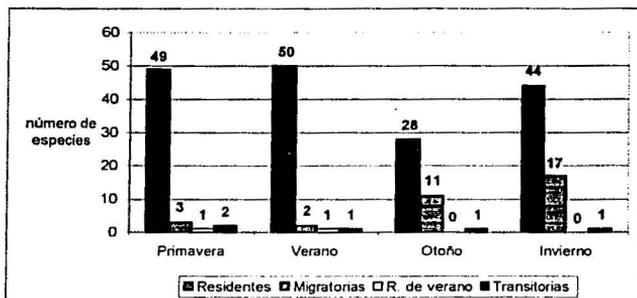


Figura 6. Estacionalidad de las especies por temporada en el B. de encino-pino fragmentado.

Especies exclusivas.

En el BN se registraron 12 especies exclusivas (19% de las 63 registradas en este hábitat), que en su totalidad son Residentes y ocho de ellas están catalogadas como “especialistas” y cuatro como “generalistas”, mientras que en el BF se registraron 36 especies exclusivas (41.3% del total de 87), de las cuales 26 son Residentes, cinco Migratorias, tres Transitorias y dos Residentes de Verano, además todas están catalogadas como “generalistas”, excepto una (Cuadro 4).

Cuadro 4. Listado de especies exclusivas en el B. natural (BN) y en el B. fragmentado (BF).

Especie	Hábitat	
	BN	BF
<i>Cathartes aura</i>		X
<i>Accipiter striatus</i>	X	
<i>Columbina inca</i>		X
<i>Leptotila verreauxi</i>		X
<i>Chaetura vauxi</i>		X
<i>Aeronautes saxatalis</i>		X
<i>Lampornis amethystinus</i>		X
<i>Lampornis clemenciae</i>		X
<i>Eugenes fulgens</i>		X
<i>Archilochus colubris</i>		X
<i>Selasphorus platycercus</i>		X
<i>Trogon elegans</i>	X	
<i>Melanerpes aurifrons</i>		X
<i>Picoides scalaris</i>		X
<i>Picoides villosus</i>	X	
<i>Picus aeroginosus</i>	X	
<i>Lepidocolaptes affinis</i>	X	

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Especie	Hábitat	
	BN	BF
<i>Sayornis phoebe</i>		X
<i>Myiodynastes luteiventris</i>		X
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>		X
<i>Baeolophus wollweberi</i>	X	
<i>Sitta carolinensis</i>	X	
<i>Campylorhynchus gularis</i>		X
<i>Catherpes mexicanus</i>		X
<i>Thryomanes bewickii</i>		X
<i>Sialia sialis</i>		X
<i>Turdus migratorius</i>		X
<i>Toxostoma curvirostre</i>		X
<i>Melanotis caerulescens</i>		X
<i>Fermivora celata</i>		X
<i>Parula pitiauyumi</i>	X	
<i>Seiurus motacilla</i>		X
<i>Myioborus miniatus</i>	X	
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	X	
<i>Euphonia elegantissima</i>		X
<i>Sporophila torqueola</i>		X
<i>Tiaris olivacea</i>		X
<i>Buarremon brunneinuchus</i>	X	
<i>Pipilo erythrophthalmus</i>		X
<i>Pipilo fuscus</i>		X
<i>Spizella passerina</i>		X
<i>Melospiza lincolni</i>		X
<i>Guiraca caerulea</i>		X
<i>Molothrus aeneus</i>		X
<i>Icterus gularis</i>		X
<i>Carpodacus mexicanus</i>		X
<i>Carduelis pinus</i>		X
<i>Carduelis notata</i>	X	

Diversidad y Equitatividad.

Se obtuvo el índice de diversidad de Shannon por temporada y anual en cada hábitat.

La diversidad (H') anual fue mayor en el BF que en el BN (5.237 y 5.126 respectivamente), así también la diversidad máxima (H' max) fue superior en el BF con respecto al BN (6.443 y 5.977 respectivamente).

Por temporada los valores de H' y H' max fueron mayores en el BF, excepto en Otoño, donde fueron mayores los del BN.

En el BN la H' mayor y menor fue de 4.909 y 4.539 durante Verano y Primavera respectivamente. La H' max fluctuó entre un valor máximo de 5.584 en Invierno y un mínimo de

5.129 durante la Primavera. En el BF la H' mayor fue de 5.169 en Invierno y la menor fue de 3.873 registrada en Otoño. La H' max registró valores máximos y mínimos de 5.954 y 5.321 durante la temporada de Invierno y Otoño respectivamente (Figura 7 y 8).

Con respecto a la Equitatividad (Eq) anual, esta fue menor en el BF (0.827), con respecto a la del BN (0.872):

En todas las temporadas la Eq fue mayor en el BN. La temporada con mayor Eq fue Verano con 0.893 y la menor Eq se presentó en Otoño con un valor de 0.85. La temporada con mayor y menor Eq fue Verano y Otoño con valores de 0.875 y 0.727 respectivamente (Figura 9).

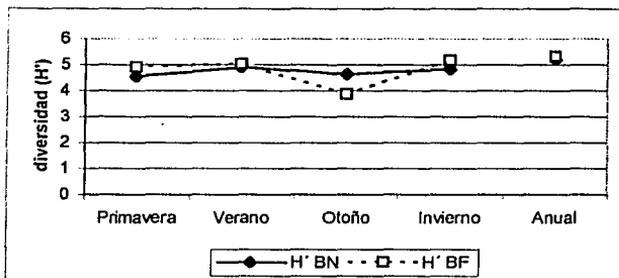


Figura 7. Índice de diversidad (H') de Shannon en Bosque de encino-pino natural (BN) y B. de encino-pino fragmentado (BF) anual y por temporada.

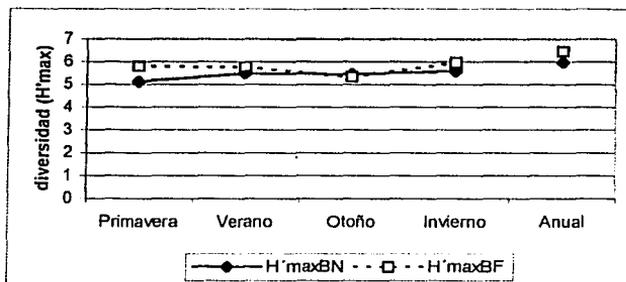


Figura 8. Índice de diversidad máxima (H' max) de Shannon en Bosque de encino-pino natural (BN) y B. de encino-pino fragmentado (BF) anual y por temporada.

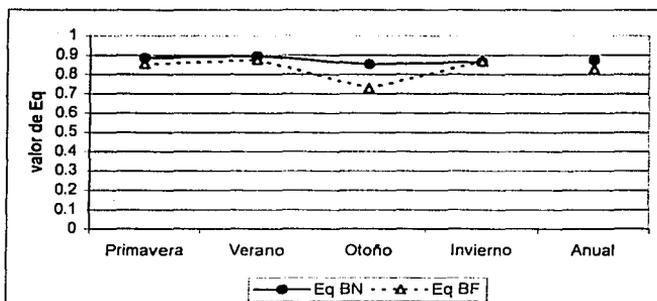


Figura 9. Índice de Equitatividad (Eq) de Shannon en Bosque de encino-pino natural (BN) y B. de encino-pino fragmentado (BF) anual y por temporada.

La prueba de "t" de Hutchenson revela que anualmente no existieron diferencias significativas entre la diversidad del BN y del BF, mientras que en las temporadas solo Otoño reveló diferencias significativas entre los valores que obtuvo el BN con respecto a los del BF, por lo que se puede afirmar que durante Otoño el BN resultó más diverso que el BF.

Cuadro 5. Valores de la prueba de "t" de Hutchenson (1970), obtenidos anual y por temporada, entre el B. de encino-pino natural (BN) y el B. fragmentado (BF) ($t_{0.001(2)}$, gl=grados de libertad).

Hábitat	Temporada				Anual
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	
BN vs. BF	t=-4.1638; t en tablas=3.304, gl=754	t=-12.7358; t en tablas=3.307, gl= 603	t=4.692; t en tablas=3.313, gl=436	t=-3.031; t en tablas=3.31, gl=493	t=-1.8921; t en tablas=3.29, gl=2181
	Ho aceptada	Ho aceptada	Ho rechazada	Ho aceptada	Ho aceptada

Dominancia.

Se calculó la dominancia por temporada y anual en cada hábitat mediante el índice de Simpson. En el BN la mayor dominancia se registró durante la Primavera con un valor de 0.055, y la menor dominancia se registró en Otoño con un valor de 0.041.

En el BF la mayor dominancia se registró en Otoño con un valor de 0.085, y la menor dominancia se registró en Invierno con un valor de 0.039.

La mayor dominancia anual fue en el BN (0.032) con respecto a la del BF (0.029). Ver Figura 10.

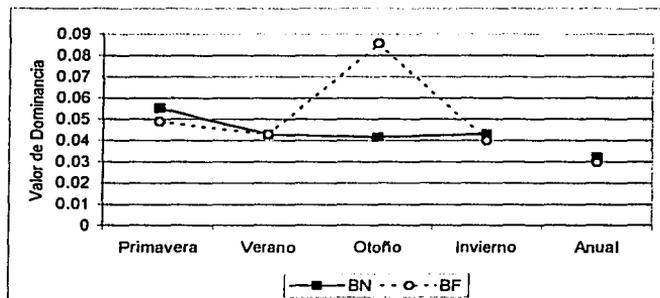


Figura 10. Valores de dominancia de Simpson en el Bosque de encino-pino natural (BN) y el B. fragmentado (BF).

Índice de similitud.

El análisis de similitud de Simpson aplicado al total de especies en el BN y el BF muestra que hay similitud avifaunística entre ellos, ya que el valor obtenido es superior al propuesto como crítico por Sanchez y López (1988) que es de 66.65.

Sin embargo este análisis por temporada muestra que en Primavera, Verano y Otoño no hay similitud entre el BN y el BF, solo en Invierno se obtuvo un valor superior al crítico (Cuadro 6).

Cuadro 6. Índice de similitud de Simpson por temporada y anual entre el B. de encino-pino natural (BN) y el fragmentado (BF).

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Anual
BN vs. BF	65.71	64.44	57.5	77.08	80.95

Abundancia relativa.

De acuerdo a la abundancia relativa por temporada se encontró que en el BN la categoría de especies comunes registró la mayor cantidad de estas durante Otoño e Invierno (24 en cada una), mientras que la categoría con menor número de especies fue la de Muy Abundantes con una sola registrada en Otoño.

En el BF, en forma similar al BN, la categoría de especies Comunes registró el mayor número de estas durante el Verano (32), mientras que la menor cantidad se dio también en esta temporada con solo una especie registrada en la categoría de Muy abundante (Cuadro 7).

Cuadro 7. Abundancia relativa de especies por temporada en B. de encino-pino natural (BN) y B. fragmentado (BF). Categorías: MA- Muy Abundante, A-Abundante, C-Común y R-Rara. * indica diferencias estadísticamente significativas (según prueba de χ^2) en las abundancias entre los hábitats en sus distintas categorías (gl.=1, P=0.05).

Categoría	Primavera		Verano		Otoño		Invierno	
	BN	BF	BN	BF	BN	BF	BN	BF
MA	6	6	2	1	1	3	3	6
A	5	10	8	7	5	2	5	9
C	18	21	22	32	24	21	24	29
R	6*	18*	13	14	14	14	16	18

Frecuencia relativa.

En la totalidad de la zona de estudio la categoría correspondiente a especies esporádicas (E) fue la dominante con 53 registradas, y la que la que tuvo menor cantidad de especies fue la categoría de muy frecuentes (MF), con 5 registradas.

Por hábitat, en el BN la categoría de poco frecuentes (PF) registró el mayor número de especies (26) y la categoría de frecuentes (F) obtuvo el menor número de estas con solo ocho especies registradas. En el BF la categoría de E fue la que obtuvo el mayor número de especies (43) y la categoría de MF registró el menor número de estas (8). Ver Cuadro 8.

Cuadro 8. Frecuencia relativa de las especies en la zona de estudio total y por hábitat. BN-Bosque de encino-pino natural, BF-B. de encino-pino fragmentado. Categorías: MF-Muy frecuente, F-frecuente, PF-poco frecuente y E-esporádica. * indica diferencias significativas entre los dos hábitats en sus distintas categorías según prueba de χ^2 (gl.=1, P=0.05).

Hábitat	Categoría			
	MF	F	PF	E
BN	9	8	26	20*
BF	8	15	21	43*
Total	5	17	24	53

DISCUSIÓN

Riqueza y composición avifaunística.

La riqueza obtenida es superior a la registrada en otros estudios, como por ejemplo: Rojas (1995), el cual estudiando la riqueza avifaunística en distintos hábitats en el estado de Puebla, halló en bosques mixtos de pino y encino 74 especies. Altamirano (1996) registró 76 especies en un bosque de pino-encino del Municipio de Zinacantan, Chiapas. Sin embargo es inferior si se le compara a la obtenida por Salas (1986) en un bosque de pino-encino de la Sierra Purépecha donde registró 132 especies y a las 148 especies registradas por Gómez (1993) en la región de Temascaltepec, Estado de México con bosques de pino, encino y madroño con partes de bosque mesófilo.

De las familias registradas en la zona de estudio solo Trochilidae presentó un número significativamente mayor de especies en el Bosque fragmentado (BF) que en el Bosque natural (BN), tal vez debido a que en el primero la perturbación ha ocasionado una abundancia de plantas con flor, que a su vez proporcionan sustento a los miembros de esta familia, lo que su incidencia en la zona.

Por otro lado, aunque el BF tuvo un mayor número de especies totales que el BN (según prueba de χ^2), está diferencia no fue significativa. En cambio, el número de organismos registrados sí fue estadísticamente superior en el BF (un 34%), donde el incremento se dio exclusivamente por el aporte de organismos con categoría de "generalistas" (un 114%), ya que los de categoría "especialistas" del interior del bosque disminuyeron significativamente en este hábitat (un 44%). Sucede lo mismo con el número de especies registradas ya que las catalogadas como "generalistas" tuvieron un incremento significativo en el hábitat fragmentado (un 257%), aunque las "especialistas" no disminuyeron significativamente en este hábitat con respecto al BN (solo un 30%). Este hecho está relacionado con las características del paisaje del BF, constituido de áreas remanentes importantes de vegetación natural (la más grande de aprox. 400 ha.), con abundancia de cinturones y parches de vegetación de distinto tamaño y forma, que hasta ahora han permitido que especies sensitivas tales como las "especialistas" hayan sido detectadas en la zona. Wiens (1989) considera que la probabilidad de que la dispersión pueda ocurrir entre fragmentos para impedir la extinción de especies sensitivas en una escala regional está influenciado por la configuración de los fragmentos y el mosaico del paisaje en el cual están embebidos. De hecho los pequeños parches interconectados a fragmentos de mayor tamaño por corredores pueden contener especies que estarían ausentes si los parches estuvieran totalmente aislados.

Sin embargo, como el número de organismos de esta categoría si decrece significativamente con respecto a las encontradas en el BN se traduce que se registraron menos individuos por especie. El BN, a su vez, no presentó diferencias significativas entre el número de especies y organismos "especialistas" y "generalistas", esto podría sugerir que este hábitat es de extensión suficiente (mayor a 3000 ha.), como para ser por un lado capaz de retener a las especies sensibles a la fragmentación y por el otro presentar un lugar adecuado para la sobrevivencia de las "generalistas" del borde de la vegetación. Robbins *et al.* (1989) determinó que los fragmentos

de 3000 ha son el mínimo tamaño requerido para retener a todas las especies de aves sensitivas al tamaño del fragmento en el este de Estados Unidos.

Así pues, estas tendencias reflejan una composición distinta en las comunidades de ambos hábitats, ya que en el BN existe un equilibrio entre el número de especies y organismos de ambas categorías, mientras que en el BF este equilibrio está alterado en beneficio de las "generalistas" y en detrimento de las "especialistas".

Estos hallazgos concuerdan con lo encontrado por algunos autores, ya que por ejemplo: Butcher *et al.* (1981), Whitcomb *et al.* (1981), Lynch y Whigham (1984), Freemark y Merriam (1986) y Temple (1986) afirman que una reducción en el área del fragmento, o un cambio en la forma de éste conducirá a una pérdida de las especies del interior del bosque y a un aumento de las especies del borde de la vegetación.

Con respecto a las temporadas del año, solo en Primavera hay diferencias significativas en el número de especies y organismos entre el BN y el BF, ocasionado por el incremento de "generalistas" en este último. Invierno solo presentó un número significativamente mayor de organismos en el BF, igualmente ocasionado por el incremento de "generalistas" (muchos de ellos migratorios) con respecto a los organismos encontrados en el BN en esa temporada. Sin embargo no se registró un aumento significativo en el número de especies con respecto al BN, o sea hubo una mayor abundancia de individuos por especie. Esta tendencia se repite en todas las temporadas en cuanto al número de organismos y especies "generalistas" o "especialistas" en ambos hábitats, ya que estas presentaron diferencias significativas en cuanto al número de organismos pero sin que esto se reflejara en el número de especies registradas (excepto en los "generalistas" del BF durante Primavera).

Estacionalidad.

El análisis anual entre la composición estacional del BN y el BF mediante la prueba de χ^2 no revela diferencias significativas entre los dos hábitats. En especial, las especies migratorias se presentaron en similar proporción en ambos hábitats. Esto concuerda con los estudios de Robbins *et al.* (1987), donde menciona que varias de estas especies usan tierras de cultivo o vegetación natural en proporción similar en las regiones neotropicales, aunque estas mismas en sus territorios de crianza en E.U.A. y Canadá son altamente sensibles a la fragmentación (Ambuel y Temple, 1983; Askins, 1990).

Sin embargo, la forma como se repartieron las especies en las distintas categorías por temporada varió solo en la de Residentes en Primavera, donde el BF tuvo un número significativamente mayor de estas que el BN.

Como era de esperarse el mayor número de migratorias se dio en Invierno en ambos hábitats, no obstante Primavera registró muy pocas de estas, tal vez porque regresaron rápidamente a sus sitios de residencia en Canadá y Estados Unidos.

Las especies residentes en el BN mantienen un número sin fluctuaciones importantes durante todas las temporadas. No es el caso del BF, ya que durante Otoño presenta una baja significativa en el número de estas con respecto a otras temporadas.

Esto se atribuye a una disminución en los recursos alimenticios disponibles, ya que por esa época los terrenos sembrados han sido cosechados, por lo que muchas especies que se alimentan de las semillas que producen estos cultivos (ejem. familia *Emberizidae*) disminuyen su número al moverse a otras zonas. Según Wiens (1989), en las áreas de forrajeo, el uso de los fragmentos de la vegetación está relacionado con la disponibilidad de semillas.

Especies exclusivas y Estatus de conservación.

En el BN las especies exclusivas representaron la tercera parte de las registradas en este hábitat, mientras que en el BF las exclusivas son casi la mitad de todas las especies registradas. Asimismo en el BF se encontró un número significativamente superior de estas con respecto a las del BN, donde la mayor contribución se dió en especies "generalistas" y residentes. En el BN las 12 especies exclusivas son también todas residentes y 8 de ellas son "especialistas": *Accipiter striatus*, *Picoides villosus*, *Baeolophus wollweberi*, *Sitta carolinensis*, *Myioborus miniatus*, *Trogon elegans*, *Lepidocolaptes affinis* y *Parula pitiayumi*. Además, tres de estas están bajo alguna categoría de protección según la NOM-ECOL-059 (Escalante, 1994): *A. striatus* (Amenazada), *T. elegans* (Rara) y *M. miniatus* (Rara). Todo esto hace destacar que el BN estudiado es un sitio de refugio importante para las poblaciones de estas especies que podrían ser las más impactadas por la fragmentación de su hábitat.

Por último, se contaron 51 especies compartidas entre los hábitats, todas ellas "generalistas" residentes y migratorias.

Diversidad, Dominancia y Equitatividad.

La diversidad de la zona de estudio se considera alta (fluctuando entre un valor máximo y mínimo de 3.873 y 5.169) si la comparamos con otros estudios, por ejemplo: Cabrera (1999) en un Bosque de pino, encino y madroño en el sur del Valle de México reportó un valor de diversidad avifaunística de 2.0.

Por otro lado, la prueba de Hutchenson (1970) no revela diferencias significativas entre los valores de diversidad anual del BN y el BF. Este resultado refleja que el BF no está severamente perturbado en su diversidad, ya que según la literatura las zonas altamente perturbadas tienen una diversidad baja, tendiendo a declinar con dominancia de pocas especies (Lancaster y Rees, 1979; Beissinger y Osborne, 1982). La misma prueba aplicada por temporada revela que solo en Otoño el BN es significativamente más diverso que el BF, resultado de la baja de recursos alimenticios en la zona expuesto anteriormente.

Durante todas las temporadas del BN la diversidad no tuvo en general fluctuaciones importantes, que tal vez se relacione al tipo de vegetación de la zona (perenne), que trae consigo una disponibilidad de recursos alimenticios para las aves similar durante todo el año. Por temporada, se obtuvo un valor máximo de 4.9 en Verano y un mínimo de 4.539 en Primavera, donde el aumento de diversidad en la primera está relacionado al máximo valor de equitatividad registrado (de 0.8938), lo que quiere decir que los organismos registrados estuvieron mejor repartidos entre las especies lo que llevó a un aumento en la diversidad. El BF presentó un valor máximo de diversidad de 5.169 en Invierno motivado tal vez por el arribo de las especies migratorias, y un valor mínimo de 3.873 en Otoño, debido a que esta temporada fue la más pobre en cuanto a riqueza.

El valor de dominancia fue en general bajo en toda la zona de estudio y no se considera de influencia importante (inferiores a 0.1), pero que da una idea de la alta diversidad encontrada. Las fluctuaciones en el valor de esta se atribuyen más bien a cambios en el número de especies registradas, que por efecto de una abundancia incrementada de algunas especies.

La equitatividad presentó el mismo comportamiento que la diversidad en todas las temporadas de ambos hábitats con valores cercanos a uno (entre 0.729 y 0.893), por lo que se considera alta y refleja una tendencia hacia una abundancia similar entre todas las especies.

Similitud.

El BN y el BF tuvieron una similitud anual con un valor superior al crítico, o sea su avifauna guarda similitud.

Sin embargo, el análisis por temporada revela que solo en Invierno existe similitud entre los dos hábitats, provocado por las especies migratorias que tendieron a repartirse en proporción similar en ambos hábitats, aumentando con ello el grado de similitud, mientras que en las restantes temporadas se tuvo un valor inferior al crítico. En el caso de Primavera y Verano el hábitat con menor número de especies (el BN) presentó un mayor número de especies no compartidas en relación a las comunes con el BF, esto debido a que en este hábitat se registraron varias especies que nunca se encontraron en el BF (todas Residentes), por lo que dio un índice bajo de similitud. En Otoño se invierte la situación, ya que en este caso el BF es el que tiene una mayor proporción de especies en relación a las que compartió con el BN. En este caso la poca similitud se atribuye a la baja riqueza de especies en el BF que no permitió compartir muchas especies con el BN.

Abundancia relativa.

En ambos hábitats la mayoría de las especies se agrupan en la categoría de comunes y raras, lo cual coincide con lo hallado por Retana (1991) en un bosque de encinos de la subcuenca del río Cutzamala. Este hallazgo está relacionado a la alta diversidad y baja dominancia en la zona, es decir en términos generales ninguna especie tuvo un número elevado de organismos con respecto a las demás. La excepción es Otoño en el BF donde dos especies: *Aphelocoma ultramarina* y *Wilsonia pusilla* representaron la tercera parte de todos los organismos registrados. Sin embargo, esto no elevó significativamente el valor de dominancia. La abundancia no varió significativamente entre las temporadas, es decir se mantuvo más o menos constante. La forma en como se repartieron las especies en las distintas categorías de abundancia tampoco varió entre el BN y el BF, solo en Primavera se detectó un número significativamente mayor de especies raras en el BF con respecto a las registradas en el BN. Esto se debe a que en esta temporada, más que en cualquier otra del BF, varias de las especies raras jamás se les volvió a detectar en el hábitat, ya sea porque fueron transitorias, residentes de verano o incluso residentes de todo el año.

Frecuencia relativa.

En general en la zona de estudio la mayoría de las especies entraron en la categoría de esporádicas. Esto puede deberse en primer lugar a que varias especies no se presentan durante todo el año, tales como migratorias y transitorias.

Ahora bien, en el BN el mayor número de especies se registró en la categoría de poco frecuentes, mientras que en el BF el mayor número de éstas correspondió a las esporádicas, esto lleva a pensar que en el BN las especies que se encuentran allí tienden más a permanecer en la zona que las del BF, cuyo número de esporádicas fue significativamente mayor al de las encontradas en el BN, esto es una evidencia de que a pesar de que el BF es un sitio de alta diversidad y riqueza, muchas especies solo están de paso en la zona, y sugiere que este sitio funciona como corredor y conexión entre hábitats naturales, ya que a menos de 20 km de distancia se encuentra una extensa zona de vegetación nativa (de más de 1000 ha). Sin embargo se necesitarían hacer estudios más detallados para poder afirmar esto con seguridad.

De todas maneras, esto podría apoyar lo dicho por algunos autores tales como Forman *et al.* (1996) y Blake y Karr (1987) de que los pequeños parches de un hábitat fragmentado sirven

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

como lugar de descanso y alimentación durante el viaje de muchas especies migratorias. Según Newton (1998) estos parches pueden actuar como trampolín y facilitar la dispersión de las aves en general entre sitios distantes.

CONCLUSIONES

- La composición avifaunística es diferente en el bosque natural y en el bosque fragmentado ya que en el primero hay un equilibrio entre el número de especies y organismos "generalistas" y "especialistas", mientras en el segundo este equilibrio está alterado, en beneficio de las "generalistas" y en detrimento de las "especialistas".
- Las características del paisaje del bosque fragmentado, ha permitido la presencia de especies sensitivas a la perturbación en el área.
- La riqueza y diversidad en el bosque natural es similar a la del bosque fragmentado aunque esto está condicionado con la temporada del año.
- La composición estacional entre los dos hábitats es similar, en especial las especies migratorias guardaron una proporción similar en ambos hábitats. Además la presencia de las especies residentes que se alimentan de los cultivos en el bosque fragmentado está condicionada por los recursos alimenticios disponibles.
- La presencia de 12 especies exclusivas y residentes (ocho de las cuales son "especialistas" del interior del bosque) hace destacar la importancia del bosque natural como sitio de refugio importante para las poblaciones de estas especies que podrían ser las más impactadas por la fragmentación en nuestra zona de estudio.
- Aunque los dos hábitats guardan similitud avifaunística, esta es condicionada por la temporada del año.
- La mayoría de las especies se agrupan en la categoría de comunes y raras, y la diferencia en la abundancia está relacionada con la alta diversidad y baja dominancia de la zona.
- La mayoría de las especies en la zona de estudio son esporádicas, donde el mayor aporte de éstas recayó en el bosque fragmentado, esto debido a que el bosque puede ser utilizado por muchas especies como sitio de paso y facilitar su dispersión entre sitios distantes.
- Se registraron 14 especies con alguna categoría de conservación, de ellas tres son exclusivas del hábitat natural: *Accipiter striatus* (Amenazada), *Trogon elegans* y *Myioborus miniatus* (Raras), dos exclusivas del hábitat fragmentado: *Melanotis caerulescens* (Amenazada) y *Seiurus motacilla* (Rara), las demás se encuentran en diferentes categorías de conservación: *Dactylortyx thoracicus*, *Atthis heloisa* e *Icterus graduacauda* (Amenazadas), *Myadestes occidentalis*, (Protección especial), y por último *Sittasomus griseicapillus*, *Henichorhina leucophrys*, *Catharus mexicanus*, *Dendroica virens* y *Myioborus pictus* (Raras).
- Tanto el bosque natural como el fragmentado son importantes en el mantenimiento de la riqueza avifaunística en nuestra zona de estudio, ya que mientras el bosque natural alberga muchas especies sensibles a la fragmentación, el bosque fragmentado sirve tanto de sitio de paso y descanso para muchas especies que atraviesan por ellos en sus rutas migratorias, así como en general para las especies que se adaptan a vivir en los hábitats perturbados.

LITERATURA CITADA

- Altamirano, G. 1996. *Estratificación vertical de una comunidad de aves en un bosque de pino-encino en el Municipio de Zinacantan, Chiapas, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF. pp. 70
- Ambuel, B. y S.A. Temple. 1983. *Songbirds population in southern Wisconsin forests: 1954 and 1979*. Journal of Field Ornithology. 53: 149-158
- AOU (American Ornithologist Union). 1988. *Check-list of North American Birds*. 6ª edición. Allen Press Lawrence. Kansas, E.U.A. 829 pp.
- Arrenhius, O. 1921. *Species and area*. Journal of Ecology. 9: 95-99.
- Askins, R.A., J.F. Lynch, y R. Greenberg. 1990. *Population declines in migratory birds in eastern North America*. Current Ornithology. 7: 1-57
- Askins, R.A. y M.J. Philbrick. 1987. *Effects of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community*. Wilson Bulletin. 99:7-21.
- Begon, M., J.L. Harper y C.R. Thousand. 1988. *Ecología*. Edit Omega. Barcelona, España. 805 pp.
- Beissinger, S.R. y O.R. Osborne. 1982. *Effects of urbanization on Avian Community Organization*. Condor. 84(1): 75-83.
- Blake, E.R. 1953. *Birds of Mexico*. University of Chicago Press. 644 pp.
- Blake, J.G. y J.R. Karr. 1987. *Breeding birds of insolated woodlots: area and hábitat relationships*. Ecology. 68:1724-1734.
- Blondell, J. 1969. *Metodes de denembrement des Population D'oiseaux, En problemes Decologie Lechant Llemange des Peupleupement Animaux des Mileux Terrestres*. Paris, Francia.
- Briggs, S.A. and J.H. Criswell. 1979. *Gradual silencing of spring in Washington*. Atl. Nat. 32:19-26
- Brittingham, M.C. y S.A. Temple. 1983. *Have cowbirds caused forest songbirds to decline?*. Bioscience 33:31-35.
- Butcher, G.S., W.A. Niering, W.J. Barry and R.H. Godwin. 1981. *Equilibrium biogeography and the size of nature preserves. An avian case study*. Oecologia 49: 29-37.

- Cabrera, L. 1999. *La avifauna del Sur del Valle de México: aplicación de un enfoque sinecológico-paisajístico para su conservación*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF. pp.107
- Cain, S.A. y G.M. de O. Castro. 1959. *Manual of vegetation analysis*. Harper and Row, NY.
- Deis, R. 1981. *Again silent spring*. Defenders 56(2):6-10.
- Dixon, J.R., C.A. Ketchersid, y C.S. Lied. 1972. *The herpetofauna of Querétaro, México, with remarks on taxonomic problems*. Southwest Nat. 16:225-237
- Escalante, P. 1994. *Listados de especies de aves amenazadas en México II. La NOM-059-ECOL-1994*. Cuauhtli. 2(2):10-12.
- Faaborg, J., M. Brittingham, T. Donovan y J. Blake. 1992. *Habitat fragmentation in the temperate zone: a perspective for managers*. pags. 331-338. In: Status and Management of Neotropical Migratory Birds. Finch D. y P. Stangel (Eds.). Estes Park Center, YMCA of the Rockies, Colorado.
- Figuroa, E.M. 2001. *Efecto de la transformación del hábitat en aves frugívoras de Calakmul, México*. Tesis de Maestría en Ciencias. U.N.A.M., México, D.F. 48 pp.
- Forman, R.T.F., A.E. Galli, y C.F. Leck. 1996. *Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications*. Oecologia. 26:1-8.
- Freemark, K.E. y B. Collins. 1992. *Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments*. En Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pags. 443-454
- Freemark, K.E. y H.G. Merriam. 1986. *Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments*. Biol. Conserv. 36: 115-141.
- Friedmann, H.L., y R.T. Moore. 1950. *Distributional check-list of the birds of Mexico. Part I. Pacific Coast*. Avif. Num. 29. 200 pp.
- Galli, A.E., C.F. Leck y R.T.T. Forman. 1976. *Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in Central New Jersey*. Auk. 93:356-364
- García, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen*. Instituto de Geografía. UNAM. 2ª. Edición. México, DF. 246 pp.
- Gentry, R.M. 1989. *Variable mating success of the Ovenbird (Seiurus aurocapillus) within remnant forest tracts of central Missouri*. M.A. Thesis, University of Missouri-Columbia, Columbia, MO.

- Gibbs, J.P. y J. Faaborg. 1990. *Estimating the viability of Ovenbird and Kentucky Warbler populations in forest fragments*. *Conserv. Biol.* 4:193-196.
- Gleason, H.A. 1922. *On the relationship between species and area*. *Ecology*. 3:158-162.
- Gómez de Silva, H. 1993. *Avifauna de Temascaltepec de Gonzáles, Edo. de Mex.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF. pp. 97
- Gómez, A.G. y R.O. Terán. 1981. *Contribución para el estudio de los vertebrados terrestres mexicanos*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 644 pp.
- Harris, L.D. 1988. *Edge effects and conservation of biotic diversity*. *Conserv. Biol.* 2: 330-332
- Howell, S.N.G. y S. Webb. 1995. *The birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. New York, USA pp.851
- Hutchenson, K. 1970. *A test for comparing diversities based on the Shannon formula*. *J. Theor Biol.* 29:151-154.
- Hutto R.L. 1980. *Winter habitat distribution of migratory landbirds in western Mexico, with special reference to small foliage-gleaning insectivores*. pags:181-203 in *Migrant Birds in the Neotropics: Ecology, Behavior, Distribution and Conservation*. A. Keast y E.S. Morton eds. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Hutto R.L. 1992. *Habitat distributions of migratory landbird species in western Mexico*. Pags. 211-239. In: *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Smithsonian Institution Press. Washington D.C.
- INEGI. 1986. *Síntesis geográfica, nomenclator y anexo cartográfico del estado de Querétaro*. Secr. De Progr. y Presp. México, DF.
- INEGI. 1987. *Carta Topográfica y de Uso de suelo y vegetación. Ciudad Valles. F14-8. 1:50,000*
- INE-SEMARNAP. 1999. *Programa de manejo: Reserva de la Biósfera Sierra Gorda*. Edit. INE. México, DF. 171 pp.
- Krebs, C.J. 1985. *Ecología*. 2ª edición. Edit. Harla. México, DF. 753 pp.
- Lancaster, R.K. y W.E. Rees. 1979. *Bird communities and the structure of urban habitats*. *Canadian Journal of Zoology*. 57(12): 2538-2368.
- Lazcano, F.C. 1986. *Las cavernas de la Sierra Gorda*. Universidad Autónoma de Querétaro, SEDUE y Sociedad Mexicana de exploraciones subterráneas. Pp. 177
- Leopold, A. 1933. *Game Management*. New York: Scribners.

- Lynch, J.F. 1989. *Distribution of overwintering Nearctic migrants in the Yucatán Peninsula, II: use of native and human modified vegetation*. pags. 178-185. In: Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds. Eds. Hagan, J.M. y D.W. Johnston. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Lynch, J.F. and R.F. Whitcomb 1978. *Effects of the insularization of the eastern deciduous forest on avifaunal diversity and turnover*. En Classification, inventory, and analysis of fish and wildlife habitat. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. pags. 461-489.
- Lynch, J.F. and D. F. Whigham. 1984. *Effects of forest fragmentation on breeding birds communities in Maryland, U.S.A.* Biol. Conserv. 28: 287-324.
- Mac Arthur, R.H. y E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Magurran, A. 1987. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. Pp.179
- Margalef, L.R. 1974. *Ecología*. Edit. Omega. Barcelona, España. 951 pp.
- Massera, O., M.J. Ordoñez y R. Dirzo. 1992. *Emisiones de carbono a partir de la deforestación en México*. Ciencia 43:151-153.
- McAleece, N. 1997. *Biodiversity Professional Beta 1*. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences.
www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro.
- Meza M., O.G. 2000. *Avifauna del lago Nabor Carrillo, Texcoco. Edo. de Mex.* Tesis de Licenciatura. UNAM Campus Iztacala. Tlalnepantla, Edomex. 78 pp.
- Miller, A.H., H. Friedmann, L. Griscom and R.T. Moore. 1957. *Distributional check-list of the birds of Mexico. Part 2. Pacific Coast Avifauna*. Num 32. 436 pp.
- Myers, N. 1980. *Conversion of tropical moist forests*. National Research Council: Committee of Research Priorities in Tropical Biology. N. A. S., Washington, DC.
- National Geographic Society. 1987. *A field guide to Mexican Birds*. National Geographic Society. 277 pp.
- Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, USA. Pags. 135-142
- Odum, E.P. 1972. *Ecología*. 3ª edición. Edit. Interamericana. Mexico, DF. 639 pp.
- Peterson, T.R. y Chalif, L.E. 1989. *Aves de México: Guía de campo*. Edit. Diana, México, DF. 473 pp.

- Phillips, A.R. 1960. *La ornitología mexicana en los últimos 50 años*. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. 21: 375-389.
- Powell, G.V.N. y J.H. Rappole. 1986. *The hooded warbler*. The Audubon Wildlife Report 1986. A. Eno., ed. New York: National Audubon Society. pags:827-853
- Ramírez, B.P. 2000. *Aves de humedales en zonas urbanas del noroeste de la ciudad de México*. Tesis de Maestría. Ecología y Ciencias ambientales. Facultad de Ciencias. UNAM, México, DF. pp 188.
- Ralph, C.J.; G.R. Guepel; P. Pyle; T.E. Martin; D.F. Desante y B. Mila. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report, Albany; Pacific Southwest Station. Forest Service, U.S. Department of Agriculture. USA. 59 pp.
- Rappole, J.H. y E.S. Morton. 1985. *Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community*. Pags: 1013-1021 In: Neotropical Ornithology. P.A. Buckley eds. Ornithol. Monogr. 36.
- Rappole, J.H. 1995. *The ecology of migrant birds*. Smithsonian Institution, E.U.A. pags. 144-145.
- Retana, O.G. 1991. *Análisis comparativo de la avifauna en un ecosistema natural y uno transformado de la subcuenca del Río Cutzamala, Cuenca del Balsas, México*. Tesis de Licenciatura. Fac. de Ciencias. UNAM, México, DF. 110 pp.
- Robbins, C.S., D.K. Dawson y B. A. Dowell. 1989. *Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle atlantic states*. Wildlife monographs. n. 103.
- Robbins, C.S., B.A. Dowell, D.K. Dawson, R. Coates -Estrada, J. Colón, F. Espinoza, J. Rodríguez, R. Sutton, and T. Vargas. 1987. *Comparasion of Neotropical winter bird populations in insolated patches versus extensive forest*. Acta Oecol.: Oecol. Gen. 8:285-292.
- Robbins, C.S., J.R. Sauer, R.S. Greenberg y S. Droege. 1989. *Population declines in North American Birds that migrate to the Neotropics*. Proceedings National Academy of Science USA. 86:7658-7662.
- Robinson, S.K. 1992. *Population dynamics of breeding Neotropical migrants in a fragmented Illinois landscape*. En Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. pags. 408-418.
- Rojas, O. 1995. *Riqueza y distribución de las aves del estado de Puebla*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF. 126 pp.

- Rosenberg, K.V. and Raphael, N.G. 1986. *Effects of forest fragmentation on vertebrates in Douglas-fir forests*. Pp. 263-272 In: Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates, Ed. Verner, J., Morrison, M.L. and Ralph, C.J. Madison: University of Wisconsin Press, USA.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Edt. Limusa. México, DF. 432 pp.
- Salas, M.A. 1986. *Aves de la Sierra Purépecha Edo. de Michoacan*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF. pp. 78
- Sánchez-León, V.M. 1969. *Los Recursos Naturales de Mexico, IV: Estado actual de las investigaciones de fauna silvestre y zoología cinegética*. Ed. Inst. Mex. De Rec. Nat. Renov. A.C. Mexico, D.F. 754 pp.
- Sánchez, H.O. y G.O. López. 1988. *A theoretical analysis of some indices of similarity as applied to Biogeography*. Folia. Ent. Méx. 75: 114-143.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review*. Conservation biology. Vol 5,(1):18-27
- Schmidly, D.J. y C.O. Martin. 1973. *Notes on bats from the Mexican state of Querétaro*. Bull. Soc. California Acad. Sc. 72:90-92
- Soberón, J. y J. Llorente. 1993. *The use of species accumulation functions for the prediction of species richness*. Conservation Biology (en prensa).
- Temple, S.A. 1986. *The problem of avian extinctions*. Current Ornithol. 3: 453-485.
- Temple, S.A. y J.R. Cary. 1988. *Modelling dynamics of habitat interior birds populations in fragmented landscapes*. Conservation Biology. 2:340-347.
- Temple, A.S. y J.A. Wiens. 1989. *Bird populations and enviromental changes: Can birds be bioindicators?*. American birds 43(2):260-270.
- Terborgh J.W. 1980. *The conservation status of neotropical migrants: Present and future*. In Migrants Birds. Pags:21-30 In: The Neotropics: Ecology, Behavior, Distribution and Conservation. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- Toledo, V.M. 1988. *La diversidad biológica de México*. Ciencia y desarrollo 81:17-30
- Toledo, V.M. 1994. *La diversidad biológica de México. Nuevos retos para la investigación en los noventas*. Ciencias 34:43-59.

Tramer, E.J. 1969. *Bird species diversity : Components of Shannon's formula*. Ecology. 50(5): 927-929.

Villard, M., P.R. Martin y C. G. Drummond. 1993. *Habitat fragmentation and pairing success in the Ovenbird (Seiurus aurocapillus)*. Auk. 110:759-758.

Vogt W. 1970. *The avifauna in a changing ecosystem*. The avifauna of Nothern Latin America. Smithsonian Institution Contrib. Zool. 26:8-16

Whitcomb, R.F. 1977. *Island biogeography and "habitat islands" of eastern forest*. American birds. 31:3-5.

Whitcomb, R.F., C.S. Robbins, J.F. Lynch, B.L. Whitcomb, K. Klimkiewicz and D. Bystrak. 1981. *Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest*. Pp. 125-205. In: R.L. Burges and D.M. Sharpe, Eds. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. New York, USA.: Springer-Verlang.

Wiens, J.A. 1989. *The ecology of birds communities*. Vol. 2. Processes and variations. Cambridge University Press. Inglaterra. pags. 203-217.

Wilcove, D.S. 1985. *Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds*. Ecology. 66: 1211-1214.

Yahner, R. 1988. *Changes in wildlife communities near edges*. Conser. Biol. 2:333-339.

Zamudio, S. 1984. *La vegetación de la cuenca del río Estórax, en el edo. de Querétaro y sus relaciones fitogeográficas*. Tesis profesional. Fac. de Ciencias, UNAM.

APÉNDICE I. Características de la vegetación en la zona de estudio obtenidas mediante el método descrito por Ralph (1996).

Cobertura: Porcentajes de cobertura según los criterios de Braun-Blanquet- 5=>75% cubierto; 4=50-75% cubierto; 3=25-50% cubierto; 2=5-25% cubierto; 1= numerosas plantas pero cobertura inferior al 5%; + = pocas plantas, cobertura reducida; a= plantas aisladas, cobertura muy reducida.

Altura: en decímetros, * indica la especie con la altura máxima y ** especie con la altura mínima en el estrato.

Diámetro a la altura del pecho (d.a.p.): en centímetros, † indica la especie con el d.a.p. máximo y ‡ la especie con el d.a.p. mínimo en el estrato.

Localidad	Especies	Estrato			% Cobertura de la especie	% Cobertura total del estrato	Altura del estrato		d.a.p. max. y min del estrato	
		Arbolado	Arbustivo	Herbáceo			Máxima	Mínima		
El Madroño (B. natural).	<i>Pinus greggii</i> *	x			4	5	300	80	220-10	
	<i>Quercus crassifolia</i> †	x			5					
	<i>Pinus patula</i>	x			1					
	<i>Juniperus sp.</i> **	x			1					
	<i>Arbutus glandulosa</i> *		x		2	3	20	6	----	
	<i>Senecio rotundifolius</i>		x		1					
	<i>Rhus sp.</i> **		x		a					
	<i>Dioscorea sp.</i>			x	a					
	<i>Rubus pringlei</i> *			x	2	2	3	1	----	
	<i>Astranthium sp.</i>			x	1					
	<i>Eriogonum sp.</i>			x	a					
	<i>Poa annua</i> **			x	1					
	El Llano (B. fragmentado)	<i>Quercus laurina</i> **	x			2	3	200	50	150-5
		<i>Alnus arguta</i> †	x			1				
<i>Pinus patula</i>		x			1					
<i>Juniperus sp.</i> **		x			a					
<i>Eupatorium petiolare</i> *			x		2	2	20	5	----	
<i>Garrua sp.</i> **			x		1					
<i>Senecio sp.</i>			x		-					
<i>Poa annua</i> **				x	5					
<i>Rumex sp.</i>				x	2	5	5	5	----	
<i>Polypodium sp.</i>				x	a					
<i>Ranunculus sp.</i>				x	a					
<i>Rubus pringlei</i> *				x	-					

APENDICE II. Listado de las especies observadas en la zona de estudio ordenados taxonómicamente y con su respectivo nombre en inglés según AOU (1988). Se incluye el hábitat donde se observó, frecuencia y abundancia relativa, estacionalidad (según Howell y Web), y estatus de conservación (según NOM-059).

Categoría (según el hábitat que describe Howell y Web, 1995)- E-especialistas del interior del bosque y G= generalistas que se encuentran en distintos hábitats.

Frecuencia relativa: MF(Muy frecuente), F (Frecuente), PF(Poco frecuente) y E (Esporádica).

Abundancia relativa:MA(Muy abundante), A(Abundante), C(Común) y R(Rara).

Estacionalidad: Re(Residente), VI(Visitante invernal), RV(Residente de verano) y T(Transitorio).

Estatus de conservación: A(Amenazada), Pr(Protección especial) y R(Rara).

Especie	Nombre Ingles	Categoría	Frecuencia relativa		Abundancia relativa		Estacionalidad	Estatus de conservación
			encino-pino natural	encino-pino fragmentado	encino-pino natural	encino-pino fragmentado		
CICONIIFORMES								
Cathartidae								
<i>Cathartes aura</i>	Turkey vulture	G		E		R	Re	
FALCONIFORMES								
Accipitridae								
<i>Accipiter striatus</i>	Sharp-shinned Hawk	E	E			R	Re	A
GALLIFORMES								
Odontophoridae								
<i>Dactyortyx thoracicus</i>	Singing Quail	E	PF	E	R	R	Re	A
COLUMBIFORMES								
Columbidae								
<i>Columbina inca</i>	Inca Dove	G		E		R-C	Re	
<i>Leptotilia verreauxi</i>	White-tipped Dove	G		F		R-C	Re	
APODIFORMES								
Apodidae								
<i>Chaetura vauxi</i>	Vau's Swift	G		E		R	T	
<i>Aeronautes saxatalis</i>	White-throated Swift	G		E		R	Re	
Trochilidae								
<i>Hylocharis leucotis</i>	White-cared Hummingbird	G	F	MF	R-C	R-C	Re	
<i>Lampornis amethystinus</i>	Amethyst-throated Hummingbird	G		E		R	Re	
<i>Lampornis clemenciae</i>	Blue-throated Hummingbird	G		E		R	Re	
<i>Eugenes fulgens</i>	Magnificent Hummingbird	G		E		R	Re	
<i>Archikochus colubris</i>	Ruby-throated Hummingbird	G		E		R	T	
<i>Althis hokosa</i>	Bumblebee Hummingbird	G	E	E	R	R	Re	A
<i>Selasphorus platycercus</i>	Broad-tailed Hummingbird	G		E		R	RV	
TROGONIFORMES								
Trogonidae								
<i>Trogon mexicanus</i>	Mountain Trogon	E	MF	F	C-A	R-C	Re	
<i>Trogon elegans</i>	Elegant Trogon	E	PF		R		Re	R
CORACIIFORMES								
Picidae								
<i>Melanerpes formicivorus</i>	Acorn Woodpecker	E	PF	F	R	C	Re	
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Golden-fronted Woodpecker	G		E		R	Re	
<i>Sphyrapicus varius</i>	Yellow-bellied Sapsucker	G	PF	E	R	R	VI	
<i>Picoides scalaris</i>	Ladder-backed Woodpecker	G		F		R-C	Re	
<i>Picoides villosus</i>	Hairy Woodpecker	E	MF		R			
<i>Piculus aeruginosus</i>	Bronze-winged Woodpecker	G	E		R		Re	
PASERIFORMES								
Dendrocolaptidae								

Especie	Nombre Inglés	Categoría	Frecuencia relativa		Abundancia relativa		Estacionalidad	Estatus de conservación
			encino-pino natural	encino-pino fragmentado	encino-pino natural	encino-pino fragmentado		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Olivaceous Woodcreeper	G	MF	E	C-A	R	Re	R
<i>Lophocolaptes affinis</i>	Spot-crowned Woodcreeper	E	PF		R-C		Re	
Tyrannidae								
<i>Mitrophanes phaeocercus</i>	Tufted Flycatcher	G	F	PF	C-A	R-C	Re	
<i>Contopus pertinax</i>	Greater Pewee	G	MF	MF	C	C	Re	
<i>Empidonax occidentalis</i>	Cordilleran Flycatcher	E	PF	PF	C	R-C	Re	
<i>Sayornis phoebe</i>	Eastern phoebe	G		E		R	VI	
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Dusky-capped Flycatcher	G	MF	F	R-C	R-C	Re	
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Sulphur-bellied Flycatcher	G		E		C	RV	
<i>Pachyrhamphus major</i>	Gray-collared Becard	G	PF	E	R-C	R	Re	
<i>Pachyrhamphus aglaiae</i>	Rose-throated Becard	G	PF	PF	R-C	R	Re	
Vireonidae								
<i>Vireo solitarius</i>	Blue-headed Vireo	E	PF	E	C	R-C	VI	
<i>Vireo huttoni</i>	Hutton's Vireo	E	PF	E	R-C	R-C	Re	
<i>Vireo leucophrys</i>	Brown-capped Vireo	E	F	PF	R-MA	R-A	Re	
<i>Cyciarkis gujanensis</i>	Rufous-browed Peppershrike	G	E	PF	R-C	R-C	Re	
Corvidae								
<i>Cyanocorax yucas</i>	Green Jay	G	E	E	R-C	R	Re	
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	Mexican Jay	G	PF	MF	R-C	A-MA	Re	
Hirundinidae								
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Northern Rough-winged Swallow	G		E		C	T	
Paridae								
<i>Basolophus wollweberi</i>	Bridled Titmouse	E	E		R		Re	
Sittidae								
<i>Sitta carolinensis</i>	White-breasted Nuthatch	E	F		R-C		Re	
Troglodytidae								
<i>Campylopterus curvipennis</i>	Spotted Wren	G		MF		R-A	Re	
<i>Catherpes mexicanus</i>	Canyon Wren	G	E	E		R	Re	
<i>Thryothorus maculipectus</i>	Spot-breasted Wren	G	E	F	C	C	Re	
<i>Thryomanes bewickii</i>	Bewick's Wren	G	E	E		R	Re	
<i>Troglodytes aedon</i>	House Wren	G	PF	E	R	R	VI	
<i>Honcorhina leucophrys</i>	Gray-breasted Wood-Wren	E	MF	F	RC	R-C	Re	R
Regulidae								
<i>Regulus calendula</i>	Ruby-crowned Kinglet	E	PF	PF	R-A	C-A	VI	
Turdidae								
<i>Sialia sialis</i>	Eastern Bluebird	G		F		R-C	Re	
<i>Myadestes occidentalis</i>	Brown-backed Solitaire	E	MF	MF	R-A	C-A	Re	Pr
<i>Catherus aurantirufus</i>	Orange-billed Nightingale-Thrush	G	E	PF	R	C-A	Re	
<i>Catherus occidentalis</i>	Russet Nightingale-Thrush	E	F	PF	R-C	R	Re	
<i>Catherus mexicanus</i>	Black-headed Nightingale-Thrush	E	PF	E	R-A	R	Re	R
<i>Catherus guttatus</i>	Hermit Thrush	E	PF	PF	R-C	R	VI	
<i>Turdus grayi</i>	Clay-colored Robin	G	PF	F	R-C	R-C	Re	
<i>Turdus assimilis</i>	White-throated Robin	G	PF	E	C	R	Re	
<i>Turdus migratorius</i>	American Robin	G		E		R	VI	
Mimidae								

Especie	Nombre Inglés	Categoría	Frecuencia relativa		Abundancia relativa		Estacionalidad	Estatus de conservación
			encino-pino natural	encino-pino fragmentado	encino-pino natural	encino-pino fragmentado		
<i>Toxostoma curvirostre</i>	Curve-billed Thrasher	G		E		R	Re	
<i>Melanotis caerulescens</i>	Blue Mockingbird	G		F		C	Re	A
Ptilonidalidae								
<i>Ptilonopus cinereus</i>	Gray Silky-flycatcher	G	F	F	R-A	R-A	Re	
Parulidae								
<i>Vermivora cotaia</i>	Orange-crowned Warbler	G		E		R	VI	
<i>Vermivora ruficapilla</i>	Nashville Warbler	G	E	E	R	R	VI	
<i>Parula superciliosa</i>	Crescent-chested Warbler	E	F	PF	R-MA	R-C	Re	
<i>Parula ptilayumi</i>	Tropical Parula	E	E		R		Re	
<i>Dendroica coronata</i>	Yellow-rumped Warbler	G	E	E	R	R	VI	
<i>Dendroica virens</i>	Black-throated Green Warbler	G	PF	E	R	R	VI	R
<i>Dendroica townsendi</i>	Townsend's Warbler	E	PF	PF	R-C	R-C	VI	
<i>Dendroica occidentalis</i>	Hermil Warbler	E	E	E	R	R	VI	
<i>Mniotilta varia</i>	Black-and-white Warbler	G	PF	PF	R	R-C	VI	
<i>Solurus motacilla</i>	Louisiana Waterthrush	E		E		R	VI	R
<i>Wilsonia pusilla</i>	Wilson's Warbler	G	PF	PF	C	R-MA	VI	
<i>Myioborus pictus</i>	Painted Redstart	E	PF	F	C	R-C	Re	R
<i>Myioborus miniatus</i>	Slate-throated Redstart	E	E		R		Re	R
<i>Basilouterus rufifrons</i>	Rufous-capped Warbler	G	E	MF	R	C-A	Re	
<i>Basilouterus boff</i>	Golden-browed Warbler	G	MF	E	C-A	C	Re	
Thraupidae								
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	Common Bush-Tanager	G	PF		R-C		Re	
<i>Piranga flava</i>	Hepatic Tanager	E	E	PF	R	R	Re	
<i>Piranga bicknelli</i>	Flame colored Tanager	G	F	PF	R-C	R-C	Re	
<i>Euphonia elegantissima</i>		G		E		R	Re	
Emberizidae								
<i>Sporophila torqueola</i>	White-collared Seedeater	G		E		R	Re	
<i>Tiaris olivacea</i>	Yellow-faced Grassquit	G		E		R	Re	
<i>Atlapetes plicatus</i>	Rufous-capped Brush-Finch	G	PF	F	R	C-MA	Re	
<i>Buarremon brunneinuchus</i>	Chesnut-capped Brush-Finch	G	PF		R-C		Re	
<i>Pipilo erythrophthalmus</i>	Eastern Towhee	G		MF		C-MA	Re	
<i>Pipilo fuscus</i>	Canyon Towhee	G		F		R-C	Re	
<i>Aimophila ruficeps</i>	Rufous-crowned Sparrow	G	E	E	R	C	Re	
<i>Spizella passerina</i>	Chipping Sparrow	G		PF		C-MA	Re	
<i>Melospiza lincolni</i>	Lincoln's Sparrow	G		PF	R	R-A	VI	
<i>Junco phaeonotus</i>	Yellow-eyed Junco	G	E	E	R	R	Re	
Cardinalidae								
<i>Phenaculus melanocephalus</i>	Black-headed Grosbeak	G	PF	F	R	R-A	Re	
<i>Gulraca caerulea</i>	Blue Grosbeak	G		PF		R-C	Re	
Icteridae								
<i>Molothrus aeneus</i>	Bronzed Cowbird	G		E		R	Re	
<i>Icterus gularis</i>	Altamira Oriole	G		E		R	Re	
<i>Icterus grackuacauda</i>	Audubon's Oriole	G	MF	MF	C	R-A	Re	A
Fringillidae								
<i>Carpodacus mexicanus</i>	House Finch	G		PF		R-C	Re	

TECIS CON
FALLA DE ORIGEN

Especie	Nombre Inglés	Categoría	Frecuencia relativa		Abundancia relativa		Estacionalidad	Estatus de conservación
			encino-pino natural	encino-pino fragmentado	encino-pino natural	encino-pino fragmentado		
<i>Carduelis pinus</i>	Pine Siskin	G		E		R	Re	
<i>Carduelis notata</i>	Black-headed Siskin	G	E		R		Re	
<i>Carduelis psaltria</i>	Lesser Goldfinch	G	E	PF	R	R-C	Re	
<i>Coccothraustes abeillei</i>	Hooded Grosbeak	G	E	PF	R	R-A	Re	