

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES



**DIVERSIDAD DE MURCIÉLAGOS Y ROEDORES Y SU RELACIÓN CON LA
COMPOSICIÓN VEGETAL EN TRES SITIOS DE LOS TUXTLAS, VERACRUZ.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN ECOLOGÍA TROPICAL

PRESENTA

BIÓL. LORENA ALEJANDRINA TZAB HERNÁNDEZ

Comité Tutorial

Dra. María Cristina Mac Swiney González

Dr. Juan Carlos López Acosta

Dr. Eduardo Mendoza Ramírez

XALAPA, VERACRUZ

Agosto, 2014

Dedicatoria

A mis padres:

Gladys M. Hernández Almeida y Jorge A. Tzab Mex †

*Mira que te mando que te esfuerces y seas valiente; no temas ni desmayes,
porque tu Dios estará contigo en donde quiera que vayas.*

Josué 1: 9

Agradecimientos

Agradezco a la Maestría en Ecología Tropical (CITRO) de la Universidad Veracruzana, por el apoyo brindado durante mis estudios, así como al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por proporcionar la beca para financiar, tanto la maestría como mi estadía en la ciudad de Xalapa, Veracruz.

Al proyecto PROMEP IDCA 10852 clave: UV-CA345 titulado: “Evaluando con un Análisis Histórico, el Impacto Antropogénico sobre la Diversidad Biológica en el Trópico: la Isla Agaltepec (Laguna de Catemaco, Ver.) como Modelo de Estudio”, por financiar los viáticos de las salidas de campo parte de este proyecto.

A mi directora de tesis, la Dra. Ma. Cristina MacSwiney González, por su dedicación, tiempo y todas las enseñanzas que tendré siempre presentes en mi vida académica y profesional.

Al Dr. Juan Carlos López Acosta y al Dr. Eduardo Mendoza Ramírez, por sus comentarios y consejos tan útiles en cada tutorial y por todas las valiosas sugerencias hechas hacia este trabajo. En especial agradezco al Dr. Juan Carlos su ayuda en la colecta y análisis de datos de vegetación en los sitios de estudio.

Gracias al jurado revisor, al Dr. Odilón Sánchez Sánchez, la Dra. Betsabé Ruiz Guerra y el Dr. Juan Pech Canché, por su disposición y ayuda al leer mi trabajo, por sus observaciones, sugerencias y correcciones hacia él.

Al Sr. Santiago Sinaca Colín por su ayuda y las facilidades brindadas en la identificación de las semillas recolectadas.

También a todos los estudiantes que me acompañaron a las salidas de campo: Juana Ortiz, Pedro Aguilar, Teresa Santiago, Isaías Rivera y Emmanuel Pantoja. Sin su ayuda no hubiera podido sacar adelante este trabajo.

A mis compañeros de generación de maestría por brindarme su amistad y a Dña. Cristina Gassos por haberme abierto las puertas de su casa, por su apoyo y sus consejos.

A toda mi familia, pero principalmente a mi madre; por su apoyo incondicional, sus sacrificios, dedicación, paciencia, empeño por cuidarme, consolarme cada vez que me sentía triste y frustrada; así como por enseñarme a esforzarme y ser valiente, gracias por amarme y estar conmigo siempre.

A los que considero como mis segundos padres, Oscar y Paula Ruiz, por todo su apoyo, ayuda y palabras de aliento que me han brindado durante los momentos en que todo se veía negro.

A Diego Montañez, quien me ayudó con cada duda que llegué a tener, quien también confortó, apoyo y rió en cada momento junto a mí, aun en la distancia. Gracias por tu paciencia y amarme como solo tú lo puedes hacer.

RESUMEN

Los murciélagos frugívoros son los principales agentes de dispersión en los trópicos, por lo que ayudan a mantener los ciclos de regeneración natural participando en la colonización de especies vegetales en áreas nuevas. Asimismo, son útiles para evaluar las respuestas a la fragmentación y aislamiento del hábitat. Por otra parte, los roedores son el grupo más diverso de mamíferos terrestres y componentes clave en los procesos de sucesión y regeneración de las selvas tropicales al participar en la depredación y remoción-postdispersión de semillas. El objetivo de este estudio fue determinar la composición y diversidad de murciélagos frugívoros y roedores, y conocer su relación con la diversidad vegetal en la Isla Agaltepec, en un fragmento de selva y una selva continua en la región de Los Tuxtlas, Veracruz. Se analizó la estructura y diversidad vegetal de individuos de ≥ 1 cm de DAP y se calculó el valor de importancia (VI) de las especies, así como la riqueza, abundancia, diversidad alfa (índice Shannon-Wiener) y diversidad beta (índice Morisita-Horn). Además se realizaron curvas de rarefacción, tablas de contingencia asociados a la dispersión de las especies y al número de individuos. Para el muestreo de murciélagos se colocaron cinco redes de niebla durante cinco noches en cada sitio y se colocaron láminas de plástico blancas de 12×1 m debajo de las redes para recoger sus heces en cada uno de los tres sitios. Las semillas obtenidas de las heces se secaron, contaron y determinaron taxonómicamente. Se calculó el Índice de Importancia de Dispersión (DII) para determinar que especie de murciélago es el mejor dispersor. Para el muestreo de roedores se establecieron cuadrantes con 80 trampas Sherman ($8 \times 9 \times 23$ cm) en 10 columnas y 8 filas, con equidistancia de 10 m. Además, en cada hábitat se colocaron 20 trampas entre 1 y 2.5 m del suelo, para un total de 500 trampas/noche por sitio. Se realizó un experimento de remoción-postdispersión con semillas de girasol y de *Protium copal*, por tres días consecutivos. El número de especies vegetales registrado fue mayor en la selva (120 especies categoría > 1 cm de DAP y 117 categoría regeneración), seguido del fragmento (97 especies medible contingente y 91 categoría regeneración). La menor riqueza de especies de plantas se registró en la Isla Agaltepec (69 especies categoría > 1 cm de DAP y 54 regeneración). Los sitios con mayor similitud son la selva y el fragmento (0.278 categoría > 1 cm y 0.293 en regeneración). Se encontró una alta dispersión biótica en los tres sitios. Se encontró que la selva tiene una gran riqueza de especies zoocóricas, seguido del fragmento. Aunque la riqueza de la isla fue la más baja en comparación con los otros dos sitios, al menos el 80% de las especies tiene dispersión zoocórica en ambas categorías. En cuanto a murciélagos, en total se registraron 494 individuos de 20 especies de tres familias: Phyllostomidae, Mormoopidae y Vespertilionidae. Se encontraron diferencias en la riqueza, abundancia y diversidad, el fragmento fue el más diverso, seguido de la selva y la isla. El filostómido *Artibeus jamaicensis* fue el murciélago dominante en los tres sitios y el mejor dispersor (DII=1.61). Las semillas encontradas en las heces de los murciélagos frugívoros pertenecieron a 12 especies y una morfoespecie, encontrando un alto número de semillas de *Piper hispidum* y *Cecropia obtusifolia*. Se encontró mayor riqueza de roedores en el fragmento que en la selva. En la isla no se encontraron pequeños roedores ni se registró remoción de semillas. *Heteromys desmarestianus* y *Peromyscus mexicanus* fueron las especie más abundantes para la selva y el fragmento. A pesar de que la isla tiene un tiempo de recuperación similar al de fragmento, es muy diferente en su composición de plantas, tampoco se encontraron depredadores de semillas y existe un bajo número de murciélagos. Todos estos factores han ocasionado la dominancia de *Protium copal*. A pesar que cuenta con un número de especies zoocóricas para los dispersores, no es un sitio tan atractivo para murciélagos, sin embargo puede servir como conexión con otros hábitats.

Palabras clave: Chiroptera, frugivoría, recursos alimenticios, síndromes de dispersión, vegetación, Rodentia, remoción, depredación de semillas.

ÍNDICE

1. Introducción	1
2. Marco Teórico	4
2.1. Diferencias y similtudes entre fragmentos e islas	4
2.2 Fragmentación del hábitat	5
2.3. Historia natural de Los Tuxtlas	6
2.4 Historia natural de la Isla Agaltepec	7
2.5 Estudios realizados en fragmentos e islas	11
2.6 Importancia de murciélagos frugívoros en selvas	12
2.7 Estudios relacionados a los murciélagos en fragmentos e islas	14
2.8 Efectos de la fragmentación y aislamiento sobre la comunidad de roedores y su importancia en selvas	17
3. Objetivos	22
4. Preguntas de investigación	22
5. Materiales y Métodos	23
5.1 Área de estudio	23
5.1.1 Características abióticas	23
5.1.2 Características bióticas	24
5.1.3 Descripción del sitio de estudio	25
5.2 Trabajo de campo	27
5.2.1 Muestreo de vegetación	27
5.2.2 Muestreo de murciélagos	29
5.2.3 Colecta de semillas en murciélagos	30
5.2.4 Muestreo de roedores	31
5.2.5 Colecta de semillas en roedores	32
6. Resultados	33
6.1 Análisis de los sitios de estudio	33
6.1.1. Riqueza y composición de especies	33
6.1.2. Diversidad alfa	35
6.1.3. Curvas de rarefacción para vegetación	37
6.1.4 Curvas de acumulación de especies y abundancia para murciélagos	39
6.1.5. Diversidad beta para las plantas encontradas en los sitios	41
6.2. Recursos disponibles para murciélagos y roedores	43
6.2.1. Valores de importancia	43
6.2.2. Tipos y síndromes de dispersión identificados en las plantas	48
6.2.3 Análisis de frutos y semillas consumidos y/o transportados por murciélagos	55

6.2.4. Análisis del experimento de remoción de semillas	60
7. Discusión	61
7.1 Análisis de diversidad y composición de las especies de plantas, murciélagos y roedores	61
7.2 Valores de importancia y Síndromes de dispersión	67
7.3 Análisis de de frutos y semillas consumidos y/o transportados por murciélagos y análisis del experimento de remoción de semillas	70
8. Conclusiones	77
9. Recomendaciones	79
Anexos	80
Anexo 1. Listado de familias y especies encontradas en los sitios de estudio por categoría con sus respectivos síndromes de dispersión.	80
Anexo 2. Morfoespecies transportadas por murciélagos frugívoros.	90
Anexo 3. Morfoespecies transportadas por roedores.	91
10. Literatura Citada	92
Curriculum Vitae	106

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Historia Natural de la isla Agaltepec (Basado en Arnold y Bernard-Medina, 2010).	10
Figura 2. Ubicación del Municipio de Catemaco. Modificado del Sistema de Información Municipal Catemaco, 2013.	23
Figura 3. Ubicación de los sitios de estudio en el municipio de Catemaco, Veracruz (Google Earth, 2014).	27
Figura 4. Curvas de rarefacción de especies para la categoría > 1cm de DAP. Comparando la riqueza de especies n=222 (S= Desviación estándar de las especies cada sitio).	38
Figura 5. Curvas rarefacción de especies para la categoría en regeneración. Comparando la riqueza de especie n=188, (S= Desviación estándar de las especies de cada sitio).	39
Figura 6. Curvas de acumulación de especies de murciélagos para cada sitio.	40
Figura 7. Curvas rango abundancia para murciélagos de los sitios muestreados (A.j= <i>A. jamaicensis</i> , C.s= <i>C. sowellii</i> , G.s= <i>G. soricina</i> , S.p= <i>S. parvidens</i>).	41
Figura 8. Valores de importancia para las plantas >1 cm de DAP en la isla Agaltepec.	43
Figura 9. Valores de importancia para las plantas >1 cm de DAP en el fragmento.	44
Figura 10. Valores de importancia para las plantas >1 cm de DAP en la selva.	45
Figura 11. Valores de importancia para la isla Agaltepec categoría en regeneración.	46
Figura 12. Valores de importancia para el fragmento categoría en regeneración.	47
Figura 13. Valores de importancia para la selva categoría en regeneración.	48
Figura 14. Tipo de dispersión de las especies de plantas >1cm DAP en los sitios de estudio (S/E= sin especificar).	49
Figura 15. Tipo de dispersión de las especies de plantas en regeneración en los sitios de estudio (S/E= sin especificar).	49
Figura 16. Especies zoocóricas con el mayor número de individuos para las plantas >1cm DAP.	53
Figura 17. Especies zoocóricas con el mayor número de individuos en la categoría en regeneración	54

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Características generales de los sitios de estudio.	25
Cuadro 2. Riqueza y abundancia de murciélagos registrada en los tres sitios de estudio.	34
Cuadro 3. Riqueza y abundancia de roedores encontrados en los tres sitio de estudio.	35
Cuadro 4. Diversidad alfa en términos de riqueza y abundancia con los índices de Shannon para la isla Agaltepec.	36
Cuadro 5. Diversidad alfa en términos de riqueza y abundancia con los índices de Shannon para el fragmento.	37
Cuadro 6. Diversidad alfa en términos de riqueza y abundancia con los índices de Shannon para la selva.	37
Cuadro 7. Diversidad β , calculada con el índice Morisita-Horn, de las plantas en los sitios en la categoría > 1 cm de DAP (casillas en gris oscuro especies compartidas, casillas blancas riqueza de especies, casilla gris claro índice de similtud).	41
Cuadro 8. Diversidad β , calculada con el índice Morisita-Horn, de las plantas de los sitios de la categoría en regeneración (casillas en gris oscuro especies compartidas, casillas blancas riqueza de especies, casilla gris claro índice de similtud).	42
Cuadro 9. Número de especies de plantas >1 cm DAP en cada uno de los sitios de estudio de acuerdo al síndrome de dispersión.	50
Cuadro 10. Número de especies de plantas en cada uno de los sitios de estudio de acuerdo al síndrome de dispersión para la categoría en regeneración.	50
Cuadro 11. Síndromes de dispersión en las plantas >1 cm DAP en relación al número de individuos.	51
Cuadro 12. Síndromes de dispersión en las plantas categoría en regeneración en relación al número de individuos.	52
Cuadro 13. Murciélagos frugívoros y número de muestras fecales obtenidas de los murciélagos.	55
Cuadro 14. Frecuencia de semillas de las especiales vegetales y formas de vida presentes en las heces de los murciélagos.	56
Cuadro 15. Especies de plantas dispersadas por murciélagos donde se muestra el porcentaje de abundancia de semillas en las muestras fecales ($n=127$) e índice de Dispersión (DII).	58
Cuadro 16. Número de semillas encontradas en las muestras de heces de murciélagos frugívoros. Los datos entre paréntesis indican el número de muestras fecales que contienen semillas.	59

Cuadro 17. Total de semillas consumidas en el experimento de remoción.

60

1. Introducción

Existen diversos factores que afectan a la composición de especies en las islas y éstas han sido objeto de considerables investigaciones, lo que resulta en una amplia comprensión de la variación mostrada en las comunidades insulares (Lomolino, 1986; Whittaker, 1998) y las influencias fundamentales que conforman su estructuración (Ricklefs y Lovette, 1999; Brown & Lomolino, 2000).

La pérdida de hábitat y la fragmentación se encuentran entre las principales amenazas a los niveles actuales de la biodiversidad terrestre (Stockwell *et al.*, 2003), y debido a esto se ha incrementado el número de estudios de la fragmentación del hábitat. Aunque la fragmentación del hábitat causada por actividades del hombre es el principal objetivo de investigación sobre paisajes con parches, un conocimiento profundo de las implicaciones de la fragmentación del hábitat requiere datos de la variedad de estos parches de hábitats (por ejemplo, las islas oceánicas, los remanentes de hábitat e islas de bosque) (Watling y Donnelly, 2006). En muchos sentidos, los estudios insulares difieren sustancialmente de los fragmentos de la parte continental, y por lo tanto pueden ser de aplicación limitada a los estudios continentales (Fox y Fox, 2000) y una comprensión general de los procesos que afectan a la diversidad es difícil (Watson, 2002).

Algunos estudios que han comparado fragmentos e islas ha sugerido que existen similitudes considerables, donde la fragmentación puede generar parches aislados y rodeados por barreras de uso de la tierra agrícola que actúan como islas de hábitat o aislamientos (Kitchener y How, 1982). Otros autores han llegado al consenso de que las islas y fragmentos son fundamentalmente diferentes sistemas, afectados por diferentes procesos y sujetos a diferentes presiones y limitaciones (Wiens, 1995). La diferencia clave puede estar en su origen: los fragmentos son parches de hábitats aislados, mientras que las islas siempre han sido restringidos y aislados en su extensión espacial (Simberloff y Abele, 1982; Wiens, 1989; Watson, 2002). Sin embargo actualmente la superficie tanto de vegetación de islas y fragmentos ha disminuido de manera considerable en los últimos años, debido principalmente al establecimiento de tierras agrícolas y pastizales para ganado (Guevara *et al.*, 2006a), lo que en última instancia ha provocado la pérdida del hábitat, produciendo

modificaciones en la disponibilidad y configuración del hábitat, a las cuales las especies pueden o no adaptarse (Mena, 2010).

Estos hábitats tienen la capacidad de regenerarse a través de las plantas que la componen y mediante la dispersión de sus propágulos, recolonizando sitios alterados (Holl, 2002; Andresen, 2012). Aunque existen algunas especies de plantas que dispersan sus semillas por sí mismas (autocoria), la dispersión generalmente ocurre con la ayuda de un vector que puede ser abiótico (viento y agua) o biótico (animales) (Andresen, 2012). La dispersión de semillas es una de las contribuciones más importantes de los animales a la regeneración de ecosistemas tropicales (Vargas-Contreras *et al.*, 2009). En las selvas húmedas neotropicales, entre el 50-90% de las especies de plantas leñosas producen frutos carnosos que dependen de vertebrados frugívoros para la dispersión de semillas (Galindo-González, 1998; Vargas-Contreras *et al.*, 2009). Los murciélagos son los principales vertebrados agentes de dispersión en los trópicos, ya que dispersan muchas especies de plantas (principalmente pioneras) y en mayor cantidad que las aves frugívoras (Medellín y Gaona, 1999).

Los murciélagos que consumen frutas-semillas en zonas tropicales mantienen los ciclos de regeneración natural de aproximadamente 60-80% de todas las especies vegetales pioneras (Jordano *et al.*, 2010). Los propágulos trasladados por quirópteros son usualmente la fuente más importante en la colonización temprana de hábitats perturbados (Swaine y Hall, 1983; Uhl y Clark, 1983; Lobova *et al.*, 2003). Esto mediante la introducción de plantas pioneras en sitios abiertos, la participación en la rápida colonización de especies vegetales en áreas nuevas y la regeneración vegetal o la sucesión secundaria en potreros abandonados y áreas deforestadas (Young *et al.*, 1996; Galindo-González, 1998; Galindo-González *et al.*, 2000).

Se ha considerado que los murciélagos son útiles para evaluar las respuestas a la fragmentación y aislamiento del hábitat, ya que las diferencias específicas entre especies y sus características ecológicas, sugieren una vulnerabilidad diferencial en un hábitat perturbado, que puedan dar respuestas a los atributos espaciales en paisajes fragmentados o aislados (Meyer y Kalko, 2008).

Por otro lado, los roedores son el grupo más diverso de mamíferos terrestres en selvas Neotropicales (Guimarães *et al.*, 2005) y son considerados indicadores ecológicos, dado que sus cambios en diversidad y abundancia reflejan modificaciones en su hábitat (Cimé-Pool *et al.*, 2010). Factores como el aislamiento de los fragmentos, su tamaño, calidad, diversidad y la cobertura vegetal, pueden determinar en gran medida la abundancia de las especies presentes en un sitio particular (Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009). Se ha observado que una abundancia anormal de roedores puede ocasionar remociones anómalas de frutos y semillas de ciertas especies y dar paso a un posible cambio en la futura composición de la selva (De Steven y Putz, 1984; Sánchez-Cordero y Martínez-Gallardo, 1998). Por lo tanto, debido a su papel como depredador y removedor post-dispersión de semillas, los roedores pueden ser considerados como componentes clave en los procesos de sucesión y regeneración de las selvas tropicales (DeMattia *et al.*, 2004, 2006).

Ante este contexto el presente trabajo analiza la relación de los murciélagos frugívoros y roedores con la composición vegetal en dos sitios que tuvieron impacto antrópico similar en la región de Los Tuxtlas: la isla Agaltepec y un fragmento continental, comparándolos con un fragmento de selva conservada. Este análisis se realiza examinando el consumo de frutos, la dispersión de semillas y remoción-postdispersión.

2. Marco Teórico

2.1. Diferencias y similitudes entre fragmentos e islas

Existe una gran diversidad de tipos de islas, pero el denominador común es que son extensiones de tierra que están aisladas, bien definidas geográficamente, y tienen límites bien definidas (Gillespie, 2007). Existen dos grandes clases de hábitats irregulares que han sido estudiados con respecto a la composición de especies: islas y fragmentos. Las islas se definen como parches disjuntos y aislados que nunca fueron contiguos con otros parches y han desarrollado su biota exclusiva mientras los fragmentos se definen como restos de vegetación con características más continuas, aisladas por la imposición de una matriz de contraste (Watson, 2002).

Algunos estudios que han comparado fragmentos e islas ha sugerido que existen similitudes considerables, sobretodo en las regiones desarrolladas, donde los procesos más amenazantes son la fragmentación del hábitat, conducen a parches aislados y rodeados por barreras de uso de la tierra agrícola o modificado para la ganaderia; y se ha mencionado que los fragmentos de hábitats son como islas de hábitat o aislamientos (Kitchener y How, 1982).

Otros autores como Leigh *et al.* (1993) sugieren que la vegetación de islas pequeñas, puede ser similar a la vegetación de tierra firme y las especies favorecidas podrían dar respuesta a los cambios en su entorno físico en su diversidad de fauna, o si han sido favorecidos por la ausencia de los mamíferos herbívoros. Sin embargo, en estudios más recientes se ha mencionado que existe un creciente reconocimiento de que la matriz en paisajes fragmentados puede potencialmente influir en la abundancia de especies o la composición de las manchas incrustadas (Ries *et al.*, 2004; Fisher y Lindemayer, 2007).

Se ha sugerido que la riqueza y diversidad de especies es diferente en función de la zona de manera diferente en los continentes e islas (Kalmar y Currie, 2007). En particular, los patrones de riqueza insular y continental rara vez han sido estadísticamente comparados. La vasta literatura sobre la riqueza de especies en islas se ha centrado principalmente en los archipiélagos oceánicos en los que el clima varía poco, pero la zona y el aislamiento varían mucho (Kalmar y Currie, 2007).

2.2 Fragmentación del hábitat

La fragmentación del hábitat es un cambio en la estructura y configuración de los hábitats dentro del paisaje (Lindenmayer y Fischer, 2006; García, 2011, Farigh *et al.*, 2003). La fragmentación se define como un proceso en el cual una gran extensión de hábitat se transforma en una serie de parches pequeños, aislados unos de otros por una matriz de hábitat (Wilcove *et al.*, 1986), teniendo como consecuencias directas la separación del hábitat en unidades de menor capacidad para mantener especies, el aislamiento de los organismos y la exposición de éstos a las condiciones físicas y biológicas de la matriz (efectos de borde) (Laurence y Yensen 1991; Saunders *et al.*, 1991; Terborgh, 1992; Murcia, 1995). Estas consecuencias tienen diferentes efectos sobre la diversidad de fauna y vegetación nativa que en última instancia repercute en las funciones del ecosistema y de los servicios ambientales, que pueden tener repercusiones económicas y sociales (Bawa *et al.*, 2004).

La fragmentación, debe ser analizada como un proceso que implica cuatro efectos: i) la reducción en hábitat; ii) el incremento en el número de parches de hábitat; iii) la disminución en el tamaño de los parches y iv) el incremento en el aislamiento de los parches (Fahrig, 2003). Otros autores sugieren que con la fragmentación se produce el efecto de borde, que genera cambios en los factores abióticos en las orillas de los fragmentos (Murcia, 1995). Aunque los efectos de la fragmentación en los movimientos de la fauna varían dependiendo del organismo, la tendencia general es que a mayor aislamiento entre fragmentos, existe menor movimiento de los individuos (McGarigal y Cuchsman, 2002). Los estudios sobre la fragmentación del hábitat se centran principalmente en los cambios en la diversidad, en la comunidad y en la composición de especies, es decir, la velocidad y el grado de pérdida de especies (Adler y Nuernberger, 1994).

La mayoría de los estudios relacionados a la fragmentación, muestran que ésta altera drásticamente la disponibilidad y la calidad del hábitat para la fauna silvestre (Saunders *et al.*, 1991; Bierregaard *et al.*, 1992; Li, 2004). Las consecuencias sobre la flora y fauna residente dependen de las características específicas de cada especie, sitio o región; es

decir, los efectos de la fragmentación no son iguales para todas las especies, ni siquiera para las que comparten un mismo hábitat (Johns, 1986; Offerman *et al.*, 1995). Sin embargo, se ha demostrado que las especies raras, las de gran tamaño corporal, escasa movilidad, alto grado de especialización o de niveles tróficos superiores tales como los depredadores, son las más susceptibles a sufrir los efectos negativos de la pérdida de hábitat, el aumento de aislamiento y el incremento de la fragmentación del área (García, 2011; Steffan-Dewenter y Tschardt, 2002; Ewers y Didham, 2006; Prugh *et al.*, 2008).

2.3. Historia natural de Los Tuxtlas

La Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, destaca por ubicarse en el límite boreal de la distribución de la selva tropical en el Continente Americano (Dirzo y Miranda, 1991) y por tener una gran diversidad de flora (3,356 especies de plantas vasculares) y fauna (32% de los vertebrados conocidos en México) (Guevara *et al.*, 2006a). Desafortunadamente esta selva ha sufrido intensos procesos de deforestación provocando una reducción del 80% de su superficie original (Dirzo y García, 1992; Mendoza *et al.*, 2005; Guevara *et al.*, 2006b).

La región de Los Tuxtlas ha estado históricamente impactada por intensa actividad humana, la cual comenzó con la ocupación por los Olmecas hace aproximadamente 1500 años. En 1522 los españoles llegaron a la zona, pero fue hasta mediados de los años cuarenta del siglo XX que se insertaron los mestizos y las etnias locales actuales (nahua y zoquepopoluca), por lo que se aceleró la transformación de la región (Dirzo *et al.*, 2009). Hoy día, los asentamientos humanos son tanto urbanos como rurales, con la agricultura y ganadería como las principales actividades económicas (Guevara *et al.*, 1997).

Actualmente, los pastizales o potreros son el elemento con mayor extensión dentro y fuera de la reserva, ocupando una extensión de 160,507 ha, de las cuales el 54% corresponde a potreros arbolados, 36% a potreros sin árboles y 10% a potreros asociados a cultivos, así como de remanentes de selva y zonas de vegetación secundaria (Guevara *et al.*, 2006b; Rodríguez-Luna *et al.*, 2011). Esta configuración del paisaje junto con las estrategias de manejo típicas de la zona (mantenimiento de vegetación de galería, parches de vegetación en manantiales, manejo de las especies de sombra y cultivo, uso de fertilizantes) y su

conexión con los fragmentos de vegetación natural, determinan la contención de un número importante de especies, tanto nativas como exóticas, aunque estas últimas están menos representadas (Dirzo *et al.*, 2009).

La vegetación conservada de selva alta perennifolia de la zona ha sido restringida principalmente a los terrenos de la estación de Biología Tropical Los Tuxtlas de la Universidad Autónoma de México (UNAM) (700 ha), que se conecta con el volcán San Martín y en conjunto constituye un área de aproximadamente 9,500 ha. La mayoría de los fragmentos remanentes de selva son menores de 10 ha, con un gran déficit de fragmentos grandes (>10 ha) (Mendoza *et al.*, 2005). Esto ha traído consigo un cambio en el paisaje de la zona y la disminución de las poblaciones silvestres, tanto de plantas como de animales (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2007).

En esta región el tamaño de los fragmentos de selva conservada está relacionado positivamente con la elevación, ya que las fuertes pendientes los hace más inaccesibles para el hombre (Mendoza *et al.*, 2005). En contraste, las tierras bajas han sido las que han sufrido una mayor deforestación (Guevara *et al.*, 2004).

Los fragmentos más pequeños presentan una gran riqueza de especies, ya que contienen un alto número de especies secundarias y en etapas más maduras, especies típicas de vegetación primaria. La diversidad de plantas en los trópicos actualmente está ligada a la vegetación secundaria, la cual es cada vez más común en paisajes del estado de Veracruz (Zamora y Castillo-Campos, 1997; Williams-Linera *et al.*, 2002; Castillo-Campos y Laborde, 2004).

2.4 Historia natural de la Isla Agaltepec

Watling y Donnelly (2006), hacen una clasificación con respecto a las respuestas de la fauna a parches de hábitat y de acuerdo a esto la isla Agaltepec se clasificaría como una isla continental reciente, que se caracteriza por ser un parche terrestre rodeada por una matriz acuática que estaba conectado a un "continente" más continuo durante el Pleistoceno, que presentan una biota prácticamente idéntica a la de su continente más cercano (Fernández –Palacios, 2004). Las islas continentales se destacan por tener una muestra de lo que ocurrió en el continente antes de que el fragmento se convirtiera en

aislado, y el número de especies, al menos al principio, tenderá a disminuir como resultado de eventos estocásticos (Gillespie, 2007).

La isla Agaltepec, conocida también como la isla Cocodrilo o isla Lagarto, se encuentra en el lago de Catemaco en la sierra de Los Tuxtlas, Veracruz, al sureste de la comunidad de Catemaco. Está aproximadamente a 400 m de tierra firme y su superficie es de alrededor de 10 ha (Arnold y Bernard-Medina, 2010).

Se han realizado diversas exploraciones en la isla desde 1926, y una de las últimas realizadas fue en el 2007 por el arqueólogo Philip Arnold. Esto se debe a que fue un centro ceremonial prehispánico durante los periodos clásico medio y posclásico (Arnold, 2004; Arnold y Bernard-Medina, 2010) (Figura 1).

En los años ochenta, la creciente fragmentación en la sierra de Los Tuxtlas amenazó con causar la extinción local de poblaciones silvestres de monos aulladores (*Alouatta palliata*) por lo que un grupo de éstos fueron introducidos a la isla y hasta la fecha aún la ocupan. Desde entonces, la isla ha funcionado como sitio de estudio para distintos proyectos biológicos, no sólo para primates sino también en temas de botánica y de recuperación de especies vegetales (Arnold y Bernard-Medina, 2010).

Se ha reportado la deforestación de una buena parte de la vegetación original (selva alta perennifolia) a finales de la década de los años cuarenta del siglo pasado (Figura 1). Actualmente está cubierta por un mosaico de selva alta perennifolia, vegetación secundaria, riparia y pastizal. Hasta el día de hoy, sigue siendo visitada para la realización de algunas prácticas mágico-religiosas por pobladores de Catemaco; los cuales al parecer, modifican la estructura de la vegetación al promover especies de manera diferencial y probablemente, al introducir especies exóticas que pueden afectar a la comunidad de mamíferos nativa (Velázquez-Rosas y López-Acosta, 2010).

Dentro de la isla se han registrado 53 especies de árboles, entre las que sobresale por su abundancia el copal (*Protium copal*), que a pesar de ser un elemento de las selvas de esta región nunca llegó a ser dominante o muy abundante entre ellas; por esto la alta dominancia resulta ser atípica e interesante, ya que esto ha modificado el entorno por la acción humana

(Velázquez-Rosas y López-Acosta, 2010). La hipótesis que se ha establecido para explicar la abundancia del copal en la isla es que este árbol pudo ser favorecido históricamente por su uso ritual, esto se destaca ya que la especie ha sido utilizada en otras culturas prehispánicas e indígenas del sureste del país (Montúfar-López, 2007).

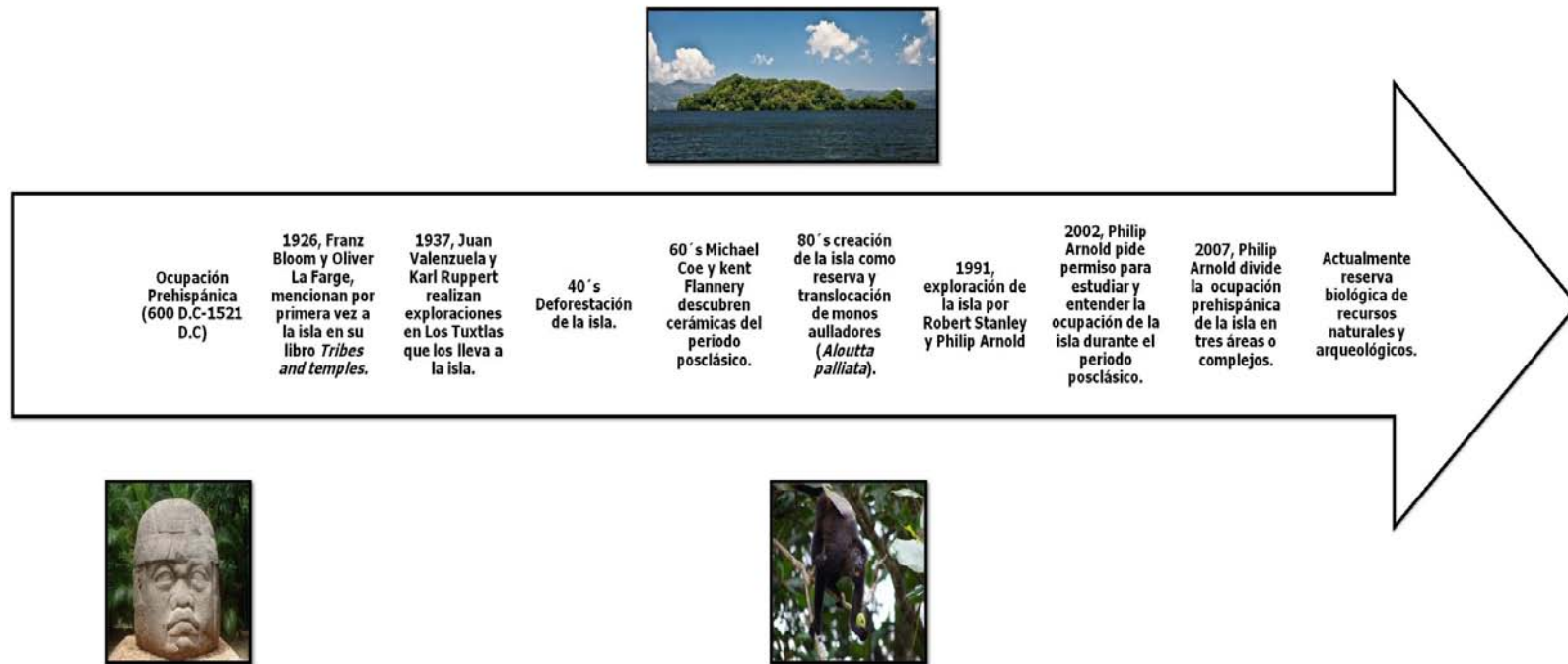


Figura 1. Historia Natural de la isla Agaltepec (Basado en Arnold y Bernard-Medina, 2010).

2.5 Estudios realizados en fragmentos e islas

Nilsson *et al.* (1988), analizaron los patrones de riqueza de especies de plantas leñosas, escarabajos carábidos y caracoles de tierra, respectivamente, en islas boscosas no perturbadas en el lago Malaren, Suecia, en relación con el área, el aislamiento, la estructura de la vegetación, diversidad de hábitats y la heterogeneidad del hábitat. Encontraron que la relaciones especies-área difieren entre todos los grupos de organismos. También se encontró que la ubicación de la isla es el mejor predictor de la riqueza de especies en los grupos de organismos examinados y por grupos encontraron que las densidades totales de plantas leñosas y los caracoles de tierra no se correlacionaron con el área de la isla, mientras que la densidad total de carábidos se correlacionó positivamente con el área de la isla.

En Los Tuxtlas, entre los principales estudios realizados con fragmentación donde analizan la composición de especies destaca el de Arroyo-Rodríguez y Mandujano (2007) donde analizaron la composición y estructura vegetal de fragmentos de selva alta perennifolia. Encontraron que los fragmentos presentan una composición y una estructura vegetal modificadas debido a que los árboles son el componente principal de la diversidad, la estructura y la función de los bosques tropicales. Es probable que en Los Tuxtlas la fragmentación afecte la integridad del ecosistema, aunque no encontraron diferencias en cuanto a riqueza de especies primarias entre fragmentos; mientras que las formas arbustivas son beneficiadas por la fragmentación. En general, el tamaño del fragmento fue la variable que mejor explicó las diferencias en la composición y la estructura de la vegetación. Concluyen que los fragmentos pequeños aumentan la conectividad del paisaje y sirven como lugares de refugio y descanso para muchos animales, por lo que su mantenimiento es vital a escala local y paisajística.

Arroyo-Rodríguez *et al.* (2009) evaluaron la importancia de pequeños parches de bosque (<5 ha) para la conservación de la diversidad regional de plantas en el bosque lluvioso tropical de Los Tuxtlas. Analizaron la densidad de especies de plantas en parches de bosque de diferentes tamaños en tres paisajes con diferentes niveles de deforestación. Encontraron

360 especies nativas de la región. La densidad de especies en los parches más pequeños fue alta y muy variable. No obstante, el tamaño pequeño de estos parches, contenían comunidades diversas de plantas nativas. Los resultados revelaron que una gran porción de la diversidad regional de plantas se localizó en parches de bosque muy pequeños (<5 ha), la mayoría de las especies se restringieron a unos cuantos parches y cada paisaje conservó un ensamble de plantas único.

2.6 Importancia de murciélagos frugívoros en selvas

Entre los mamíferos, los murciélagos son considerados los dispersores de semillas más importantes en los tropicos, tanto por su abundancia como por las grandes distancias a las que las mueven (Galindo-González, 2005).

Los murciélagos se alimentan de plantas de estadios sucesionales tempranos que son generalmente de crecimiento rápido, de corta duración, y producen frutos pequeños con muchas semillas (Swaine y Whitmore, 1988). Las semillas ingeridas son defecadas en las primeras horas de la noche durante sus vuelos, a lo que se le llama dispersión o “lluvia de semillas”, y las últimas semillas de los frutos consumidos son defecadas dentro de sus sitios de descanso (Shupp *et al.*, 2002). Este comportamiento produce la acumulación de semillas bajo perchas lo cual también podría contribuir a la regeneración de la selva (Fleming, 1981; Fleming y Heithaus, 1981; Kelm *et al.*, 2008; Melo *et al.*, 2009). Además, los murciélagos también tienen la capacidad para dispersar las semillas de las especies de árboles sucesionales tardías (Galindo-González *et al.*, 2000; Olea-Wagner *et al.*, 2007, contribuyendo así al desarrollo y persistencia de los bosques en etapas clímax (García-Morales *et al.*, 2012).

Los murciélagos frugívoros, en una sola noche, están constantemente ocupados en vuelos dedicados a la búsqueda de alimento y pueden viajar largas distancias (Galindo-González, 2005). Galindo-González (1998) reportó que *Artibeus jamaicensis* viaja de 60-550 m en búsqueda de alimento y en algunos casos recorre hasta 10 km mientras que *Carollia perspicillata* puede recorrer de 50-3000 m en una noche (Galindo-González, 1998; Bianconi *et al.*, 2006). Este comportamiento de forrajeo parece compatible con la distribución desigual de los recursos en bosques fragmentados (Henry *et al.*, 2007a). Si los

fragmentos de hábitat son muy pequeños y aislados entre sí, los murciélagos, son incapaces de mantener poblaciones de plantas viables, disminuyendo su capacidad de intercambio genético de las plantas (Albrecht *et al.*, 2007).

En el Neotrópico, los murciélagos dispersan las semillas de al menos 549 especies, 191 géneros y 62 familias de plantas (Lobova *et al.*, 2009), lo que contribuye al mantenimiento de la diversidad vegetal, la conexión de poblaciones distantes de las plantas a través de la diseminación de semillas y la regeneración de tierras degradadas a través de su dispersión (Ávila-Cabadilla *et al.*, 2012). Los murciélagos de la familia Phyllostomidae son los principales agentes de la quiropterocoria en el trópico del Nuevo Mundo (Galindo-González, 2005). La quiropterocoria está muy bien desarrollada en ciertas familias de plantas, especialmente en: Moraceae, Arecaceae, Anacardiaceae, Sapotaceae, Meliaceae, Piperaceae y Solanaceae (Galindo-González, 2005). Algunas de estas plantas son especies arbóreas de crecimiento rápido, que toleran las condiciones extremas ambientales y predominan en áreas humanas alteradas y deforestadas (Estrada-Villegas *et al.*, 2007). Los beneficios que los murciélagos brindan a algunas plantas al dispersar sus semillas incluyen: transporte a largas distancias, mayor proporción de flujo genético, menor competencia entre la planta progenitora y la semilla dispersada, disminución de la mortalidad de las semillas por depredadores y la propagación de semillas a diversos hábitats (Dirzo y Domínguez, 1986).

Se ha observado que el tamaño promedio de la fruta se correlaciona positivamente con el tamaño corporal en murciélagos filostómidos (Heithaus *et al.*, 1975). En segundo lugar, el tamaño corporal determina los microhábitats donde forrajea los murciélagos frugívoros. Debido a su mayor maniobrabilidad, los murciélagos pequeños pueden potencialmente forrajear tanto en el sotobosque y dosel/subdosel de las selvas tropicales mientras que los murciélagos grandes menos maniobrables se limitan alimentarse en el dosel/subdosel de estas selvas (Hodgkison *et al.*, 2004). En general, los murciélagos frugívoros del dosel tienden a ser más grandes que los frugívoros del sotobosque (Fleming, 1988).

A diferencia de otros mamíferos y aves, los murciélagos frugívoros presentan ciertas características en sus hábitos, no sólo de forrajeo, que los hace dispersores más efectivos

(Medellín y Gaona, 1999). Estas características son: capacidad de estos para abarcar una mayor área (potencial para la dispersión) y tasas de metabolismo rápidas (Galindo-González, 1998).

La estructura de la vegetación local es un factor determinante de la diversidad y composición de especies de los murciélagos. La presencia de murciélagos en islas, como es el caso de Agaltepec, ayudan a que los murciélagos sean capaces de persistir en ellas y moverse con regularidad entre remanentes y fragmentos de selva en la búsqueda de alimento (Meyer y Kalko, 2008).

2.7 Estudios relacionados a los murciélagos en fragmentos e islas

Hasta la fecha, el impacto de la fragmentación y el aislamiento de los murciélagos han sido considerados principalmente en términos de su capacidad para cruzar áreas abiertas para acceder a los recursos alimenticios (Cosson *et al.*, 1999). Por lo tanto, la calidad y la permeabilidad de los fragmentos, junto con las características ecológicas de las especies, son esenciales para determinar la conectividad funcional entre los remanentes de bosque (Antongiovanni y Metzger, 2005; Ewers y Didham, 2006). A pesar de su vagilidad, algunos estudios indican que la fragmentación y el aislamiento del hábitat pueden disminuir la diversidad de murciélagos y la abundancia, al reducir sitios de percha y la disponibilidad de los recursos (Fenton *et al.*, 1992, Schulze *et al.*, 2000).

Los murciélagos son muy útiles para la evaluación de la sensibilidad a la fragmentación del hábitat, ya que son animales con el potencial para abarcar fácilmente áreas extensas de paisajes fragmentados (Meyer *et al.*, 2008) y a que son más tolerantes a la modificación del hábitat que otros animales. Esto es atribuido a: (1) su capacidad de volar distancias largas y cruzar los límites de hábitats y áreas abiertas, (2) su capacidad para explotar los recursos que son irregulares en el espacio y el tiempo, y (3) su capacidad para cambiar su dieta o adaptar su comportamiento a la disponibilidad de recursos alimenticios (Bernard y Fenton, 2007; Castro-Arellano *et al.*, 2007; Castro-Luna *et al.*, 2007; Montiel *et al.*, 2006).

Algunas respuestas que tienen los murciélagos a la alteración del hábitat son: cambios en la composición de especies, reducción de la diversidad de especies, cambios en la abundancias de algunas especies, las desviaciones fuertes en la proporción de sexos,

cambios en sus patrones de alimentación y presencia de individuos fisiológicamente más estresados en fragmentos (Cosson *et al.*, 1999; Stoner *et al.*, 2002; Bianconi *et al.*, 2004; Henry *et al.*, 2007b; Medina *et al.*, 2007; Meyer y Kalko, 2008; Henry *et al.*, 2010; De la Peña-Cuéllar *et al.*, 2012; Ávila-Cabadilla *et al.*, 2012).

Cosson *et al.* (1999) analizaron los efectos de la fragmentación del bosque tropical y los murciélagos frugívoros y nectarívoros en islas creadas por la inundación de una presa en la Guyana Francesa. Encontraron capturas bajas de murciélagos frugívoros en el sotobosque. Las diferencias en el tamaño de fragmento, ámbito hogareño y estrategias de alimentación pueden explicar porque especies de murciélagos del sotobosque son más sensibles a la fragmentación y aislamiento. Los cambios en la comunidad de murciélagos frugívoros pueden tener consecuencias indirectas, tanto en la demografía y las estructuras genéticas de las poblaciones de plantas dentro de los fragmentos de bosque. El estudio mostró que a pesar de las condiciones ecológicas que favorecen las altas tasas de recolonización de bosque continuo en la zona, la comunidad de murciélagos en áreas fragmentadas sufrió una rápida disminución de la diversidad y la abundancia.

Meyer y Kalko (2008) evaluaron patrones de pérdida y cambios en la composición de especies de murciélagos filostómidos sobre islas dentro del lago Gatun, en relación con el continente en Panamá, encontrando que las islas albergaban una fauna de filostómidos poco diversa. Los resultados ponen de relieve el valor de conservación de los remanentes de hábitats pequeños, que pueden soportar la fauna de murciélagos filostómidos siempre que haya un bajo grado de aislamiento de parches y proximidad espacial a las grandes extensiones de bosque continuo. Concluyeron que los esfuerzos de conservación deberían centrarse en la preservación del hábitat en lugar de tratar de minimizar la fragmentación.

En el caso de Los Tuxtlas, existen diversos estudios realizados con murciélagos asociados a fragmentos en las selvas, entre los que destacan:

Estrada *et al.* (1993a) quienes analizaron la diversidad y abundancia de murciélagos en fragmentos aislados de selva, islas de vegetación agrícola, cercas vivas y pastos de Los Tuxtlas en el sur de Veracruz. Se encontró que los fragmentos de selva más grandes y fragmentos pequeños dispersos en el área de estudio, eran ricos en especies de murciélagos

y que estaban influenciadas por la distancia entre los parches de vegetación y por las estrategias de forrajeo, además se observó que la distancia de los fragmentos de selva parece ser un factor importante asociado con la riqueza de especies en hábitats artificiales. También se encontró que los murciélagos se movían entre la selva, parches e islas de cultivos agrícolas y en los que pueden encontrar los recursos y cumplir con los requisitos de supervivencia.

Estudios posteriores analizaron la lluvia de semillas producida por murciélagos frugívoros y aves bajo árboles aislados en pastizales del paisaje fragmentado en la región, obteniendo que los estos dos grupos de vertebrados dispersan al menos 19 especies de plantas, con la Piperaceae como la familia más abundante, seguido de las familias Moraceae y Solanaceae (Galindo-González *et al.*, 2000). En este estudio, *Sturnira lilium* fue la especie dominante y la dispersora más importante en el pastizal; seguido de *Artibeus jamaicensis* y *Carollia perspicillata*.

A pesar de la extensa fragmentación de la selva, diversos estudios han demostrado que existe una alta riqueza de especies de murciélagos en el paisaje de Los Tuxtlas (Estrada y Coates-Estrada, 2001a; 2001b). Las distancias cortas entre los fragmentos de bosques remanentes y hábitats creados por el hombre, al parecer facilitan la conectividad, la persistencia y la reproducción entre las especies de murciélagos. La conservación de las agrupaciones de paisajes que contienen fragmentos de bosque e islas vegetación arbórea o bosques utilizados, resultan beneficiosos para los murciélagos como en el aumento de área de vegetación, aumento de la diversidad de los recursos alimenticios, hábitats disponibles y la reducción de las distancias de aislamiento entre las islas de hábitat, además que proporciona un hábitat no sólo para las especies de murciélagos generalistas, sino también para los que presentan los requisitos ecológicos más especializados (Estrada y Coates-Estrada, 2002).

Por otro lado, Galindo-González y Sosa (2003) registraron la presencia de murciélagos frugívoros durante todo el año, bajo árboles aislados y en la vegetación riparia remanente en pastizales agrícolas en Los Tuxtlas, concluyendo que los corredores riparios y los

árboles aislados en los pastizales pueden contribuir al mantenimiento de cierta diversidad de murciélagos y plantas en el paisaje fragmentado.

2.8 Efectos de la fragmentación y aislamiento sobre la comunidad de roedores y su importancia en selvas

Los roedores son de gran importancia en la ecología de las plantas debido a su interacción en los procesos como la dispersión de semillas (Forget y Wenny, 2004; Cole, 2009), el establecimiento de plántulas (Paine y Beck, 2007; Hoshizaki y Miguchi, 2004; Schnurr *et al.*, 2004) y la depredación de semillas (Paine y Beck, 2007; Cole, 2009; Schnurr *et al.*, 2004; LoGiudice y Ostfeld, 2002), siendo organismos modelo para identificar los efectos ocasionados por la fragmentación y aislamiento del hábitat en la distribución y dinámica de poblaciones vegetales (Fedriani y Manzaneda, 2005).

La remoción-postdispersion de semillas en hábitats fragmentados y aislados puede variar dependiendo de la disponibilidad de semillas y de la estructura y composición del ensamblaje de roedores (Holl y Lullow, 1997; Chauvet y Forget, 2005). Sin embargo, los roedores forrajean más en lugares con mayor densidad y variedad de semillas, que es generalmente al interior de los bosques y cerca de los bordes; lo que minimiza los costos de búsqueda y el riesgo a la depredación. En consecuencia, los roedores pueden evitar lugares donde la densidad de semillas es menor. Esto puede explicar la baja remoción de semillas y la baja densidad de los roedores en zonas abiertas, en comparación con el interior del fragmento (Martínez-Sánchez, 2004).

Algunas especies de pequeños roedores, como las pertenecientes a la familia Heteromyidae, pueden remover y/o dispersar semillas de especies de plantas pioneras. Están especializados en la remoción post-dispersión, ya que cuentan con adaptaciones especiales, como dientes en forma de cincel de crecimiento continuo y abazones donde almacenan semillas para transporte (Castillo y Hernández-Betancourt, 1997). Especies como *Heteromys desmarestianus*, *H. gaumeri* y *Liomys pictus* han sido reportadas como removedores-postdispersores de semillas en selvas tropicales de México y Centroamérica (Sánchez-

Cordero y Martínez-Gallardo, 1998; Briones y Sánchez-Cordero, 1999; Hernández-Betancourt *et al.*, 2003).

Entre los roedores, también se presenta el comportamiento de almacenamiento de semillas, que consiste en la recolecta de semillas, ya sea solitarias o en agrupaciones, las cuales pueden ser enterradas en el suelo, grietas, hoyos, galerías o nidos (Hulme, 1996). Por ejemplo, en ecosistemas semiáridos el almacenamiento de semillas por roedores parece ser especialmente importante para las plantas, ya que las semillas enterradas que no son consumidas, tienen una probabilidad mucho mayor de producir plántulas viables que las semillas que germinan en la superficie del suelo (Briggs *et al.*, 2009). Esto sugiere que los ratones pueden proveer una dispersión al olvidar las semillas que transportan y guardan (Gómez y Puerta-Piñero, 2008).

En Los Tuxtlas se presenta una densidad de ratones cinco veces mayor que en otras selvas húmedas muestreadas en América y se observó poca presencia de mamíferos de talla mediana y grande (Sánchez-Cordero 1993; Sánchez-Cordero y Martínez-Gallardo, 1998), esto sugiere que los roedores pueden ser los depredadores y dispersores más importantes de semillas en esta región (Sánchez-Cordero y Martínez-Gallardo, 1998; Brewer y Rajmanek, 1999, Dirzo *et al.*, 2007).

La abundancia de pequeños roedores, así como la depredación y/o la remoción-post-dispersión de semillas por roedores, tienden a ser más bajos en las zonas con baja densidad de vegetación (Andresen *et al.*, 2005).

El uso del espacio por roedores para el forrajeo varía en función de factores como: la cantidad de luz, parámetros meteorológicos asociados, la densidad y el tipo de cobertura vegetal a nivel del suelo y del dosel, la competencia por explotación de recursos y la distancia a diferentes límites (bordes) de vegetación (Püttker *et al.*, 2008; Christianini y Galetti, 2007). En este sentido, la fragmentación y aislamiento de los bosques afecta la presencia y actividad de los roedores en los ecosistemas, especialmente en hábitats de borde, donde la densidad y actividad varían dependiendo de la capacidad de adaptación de las especies a las nuevas condiciones resultantes de la fragmentación (Püttker *et al.*, 2008).

Dado lo anterior, la depredación de semillas en hábitats fragmentados o aislados y en bordes, puede variar dependiendo de la disponibilidad de semillas y de la estructura y composición del ensamblaje de roedores, que presentan un efecto cascada en la interacción planta-roedor (Holl y Lulow, 1997; Chauvet y Forget, 2005).

La evidencia existente sugiere que los roedores responden positivamente y negativamente a bordes y zonas aisladas, dependiendo de las características particulares de la especie en cuestión y la naturaleza de lo abiótico y condiciones bióticas que se producen dentro del hábitat (Laurance, 1991; Bowers *et al.*, 1996; Goosem y Marsh, 1997; Dooley y Bowers, 1998; Goosem, 2000). Por ejemplo algunas especies de roedores son susceptibles de convertirse en plaga cuando sus hábitats son transformados en enormes extensiones de cultivos y la explotación del nuevo hábitat les resulta favorable. Desde este punto de vista, los pequeños roedores pueden ser indicadores ecológicos, debido a que los cambios en sus abundancias y diversidad pueden reflejar modificaciones en el hábitat (Cimé-Pool *et al.*, 2010). Una manera de medir el aislamiento y la alteración por el uso de los sistemas naturales, es comparar la composición y abundancia de las comunidades de roedores en sitios con vegetación madura, en recuperación y en sistemas productivos (Horváth *et al.*, 2001; Riojas-López, 2006). Se ha documentado que los sitios perturbados pueden favorecer la abundancia y diversidad de pequeños roedores, debido a que son sitios complejos y heterogéneos en espacio (tamaño del área del hábitat) y tiempo de regeneración (Horváth *et al.*, 2001; Vera-Conde y Rocha, 2006).

En el caso de las islas como las del lago Gatun, se ha observado que la pérdida de mamíferos terrestres favorece a otras de especies de mamíferos pequeños en la depredación, lo que disminuye la germinación y reclutamiento de las especies plántulas (Asquith *et al.*, 1997). Sin embargo Leigh (1993) sugiere que en islas pequeñas, estos cambios están relacionados con el efecto del viento, lo que aumenta la mortalidad de los árboles, y el aislamiento de la parte continental, lo que reduce la actividad de los mamíferos en la dispersión y depredación, influyendo así en la composición de especies en la regeneración natural.

Entre los estudios realizados con roedores asociados a islas y fragmentos, así como a la remoción post-dispersión en selvas, destacan Chauvet y Forget (2005) evaluaron los efectos de los bordes en la remoción de semillas por roedores en un bosque tropical fragmentado en la Guayana Francesa. Encontraron que los bordes y los parches hay una alta remoción de semillas. La magnitud de los efectos de borde sobre la remoción de semillas fue variable entre los parches. Las islas se ven limitadas en la abundancia de recursos, relativa a la abundancia de roedores, lo que lleva a una alta explotación de recursos (semillas) tanto en los bordes como en el interior.

Vélez-García y Pérez-Torres (2010) analizaron cambios en el porcentaje y la tasa de remoción de semillas por roedores, de acuerdo al tipo de hábitat (interior-borde-exterior) en un fragmento de bosque montano seco en Colombia, encontrando una mayor remoción al interior del fragmento y menor en pastizal. La baja abundancia y variedad de roedores encontrada es evidencia del efecto negativo de la fragmentación sobre el ensamblaje de roedores en esta zona. Los resultados reflejaron una mayor remoción de semillas por roedores al interior del bosque, donde el riesgo de depredación y la disponibilidad de refugio son más altos.

En Los Tuxtlas, Sánchez-Cordero y Martínez-Gallardo (1998) determinaron si la remoción post-dispersión de frutos y semillas de plantas comunes por parte de los mamíferos terrestres (en especial roedores) es afectada por la especie de planta, la densidad de los lotes de frutos o semillas y por el hábitat (sucesión secundaria y selva madura). Concluyeron que las diferencias en el reclutamiento de plántulas que resulten de la selección de frutos y semillas por roedores, pueden determinar parcialmente, a largo plazo, la composición florística de Los Tuxtlas.

Otros estudios han analizado si la remoción de semillas es mayor en el bosque continuo de selva que en los fragmentos, sin embargo, no se han encontrado diferencias significativas en la remoción total de semillas entre el bosque continuo y los fragmentos (Martínez-Sánchez, 2004). Estos resultados parecen indicar que el tamaño de las poblaciones de fauna silvestre consumidoras de estas semillas, es similar en dichos hábitats. Una posible explicación es que el bosque continuo, visto a mayor escala, es también un fragmento, y los

fragmentos chicos considerados se encuentran muy cerca de éste, por lo que la fauna puede ser muy similar o hasta compartida.

Todos los estudios mencionados señalan la importancia de los mamíferos y su papel que desempeñan en el mantenimiento de la diversidad de árboles y variedad de formas de vida de las plantas que dependen de los animales para su propia persistencia en la selva tropical.

3. Objetivos

General

Analizar la composición y diversidad de murciélagos frugívoros y roedores, y su relación con la composición florística en la Isla Agaltepec, en un fragmento de selva continental y una selva continua de la región de Los Tuxtlas, Veracruz.

Particulares

- Caracterizar la vegetación en tres sitios de la selva de Los Tuxtlas: isla, fragmento y selva continua e identificar las especies vegetales, cuyos frutos y semillas son potencialmente consumidos y/o transportados por murciélagos y roedores.
- Determinar la estructura, composición y diversidad de murciélagos frugívoros y roedores de los tres sitios.
- Analizar la dispersión de semillas en murciélagos frugívoros y la remoción post-dispersión en roedores en los tres sitios de estudio.

• Preguntas de investigación

- ¿Los tres sitios de estudio difieren en la abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad arbórea?
- ¿Los tres sitios de estudio difieren en la abundancia, riqueza y diversidad de murciélagos frugívoros? ¿Existe mayor diversidad en la selva continua y mayor riqueza y abundancia de especies de talla grande en la isla y el fragmento?
- ¿Existe una menor dispersión de semillas en la isla, ya que hay una menor disponibilidad de recursos que podría hacer a este sitio menos atractivo para los murciélagos en comparación con el fragmento y la selva continua?
- ¿Los roedores tienen una mayor riqueza de especies y abundancia en el fragmento y selva mientras en la isla Agaltepec se encontrará la menor riqueza y abundancia, debido a las características de la composición de las especies de la vegetación?
- ¿Se encontrará la misma remoción post-dispersión entre los tres sitios?

5. Materiales y Métodos

5.1 Área de Estudio

El municipio de Catemaco se ubica en el centro de la Sierra de Los Tuxtlas, en las coordenadas 18°25'34"N y 95°06'45"O, en la zona centro-sur del estado de Veracruz. Limita al norte con el Golfo de México, al este con el municipio de Mecayapan, al sureste con Sotepan, al sur con Hueyapan de Ocampo y al oeste con San Andrés Tuxtla de Veracruz (Unidad de Microrregiones Cédulas de Información municipal, 2010) (Figura 2).

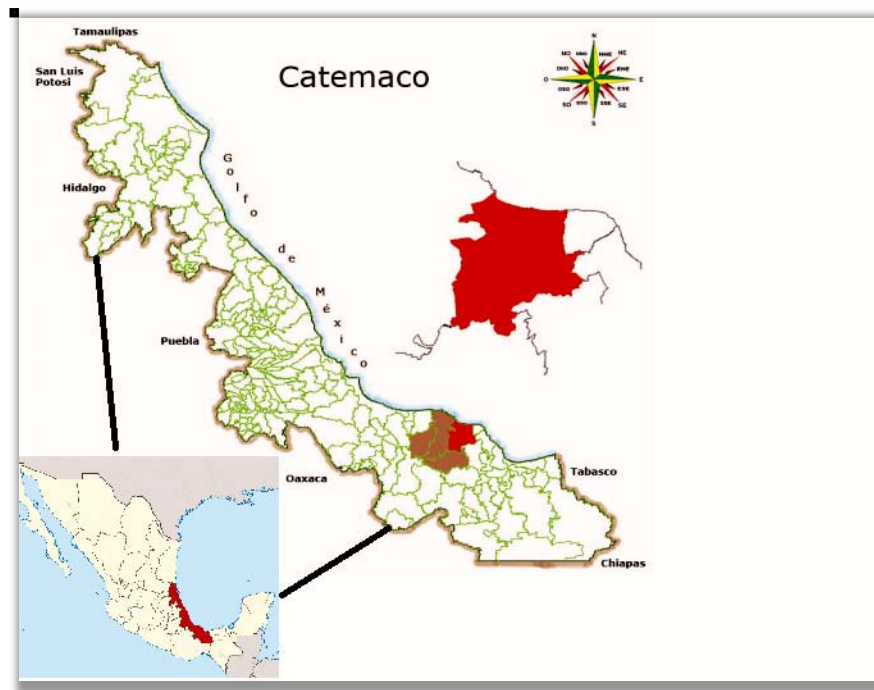


Figura 2. Ubicación del Municipio de Catemaco. Modificado del Sistema de Información Municipal Catemaco, 2013.

5.1.1 Características abióticas

El área de estudio está situada en la región climática AJ11(e)gw de acuerdo a la clasificación de Köppen, que corresponde al tipo cálido húmedo con una precipitación anual de 1935 mm, con dos estaciones claramente diferenciadas: una estación húmeda que abarca de junio a diciembre con una precipitación superior a 250-152 mm y una estación seca que abarca de febrero a mayo con una precipitación inferior a 50-77 mm y una temperatura anual de 24.1 °C (Gutiérrez-García y Ricker, 2011).

El municipio de Catemaco se encuentra ubicado en la zona sur del Estado y dentro del conjunto montañoso de la Sierra de los Tuxtlas o de San Martín (INAFED, 2013). Su suelo es de tipo acrisol, es pobre en nutrientes con alta susceptibilidad a la erosión. Este puede ser de dos tipos: acrisol húmico y acrisol órtico (INAFED, 2013). En la zona confluyen los ríos San Juan Michapan, Comoapan, San Andrés y Grande; cuenta con una albufera en Sontecomapan, un lago y 12 pequeñas islas en su interior. El lago desagua por medio del río San Andrés, que va a formar la cascada de Tepepa (INAFED, 2013).

El uso de suelo predominante es pecuario, pastizal y cultivado con 59.36% de la superficie municipal, seguido de selva alta perennifolia con el 18.35%, cuerpo de agua con el 12.35%, y agricultura de temporal con el 7.71% (INEGI, 2004).

5.1.2 Características bióticas

Catemaco se encuentra inmerso en la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, con una flora de alrededor de 2,697 especies (Rzedowski, 1991). Los Tuxtlas es una de las cinco áreas con mayor endemismo de árboles en México; se ha señalado que cerca del 10% de los árboles del dosel son endémicos de las zonas cálido-húmedas y aproximadamente el 5% de las especies son endémicas a los bosques perennifolios del país (Rzedowski, 1991).

En relación a la vegetación de Los Tuxtlas, las familias con mayor número de especies son: Leguminosae, Orchidaceae, Asteraceae, Rubiaceae, Poaceae y Euphorbiaceae. Cinco especies de la flora de la región están consideradas en peligro de extinción de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010): *Chamaedorea tuerckheimii*, *Chamaedorea tenella*, *Olmeca recta*, *Aporocactus leptophis*, *Olmeca reflexa*, mientras que *Chamaedorea alternans* es una especie amenazada.

En términos faunísticos, Los Tuxtlas tiene una gran diversidad de aves marítimas, se registran 565 especies, dentro de las cuales se encuentran cinco especies endémicas, 31 especies amenazadas, 63 especies sujetas a protección especial y 16 se encuentran en peligro de extinción de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010) (Arizmendi y Márquez, 2000). La fauna de mamíferos es de gran importancia también, habiéndose registrado 128 especies (23.3% de todas las especies de mamíferos de México,

de acuerdo a Ceballos y Arroyo-Cabrales, 2012), con una especie endémica, 11 especies amenazadas, 12 especies en peligro de extinción y 7 definidas bajo protección especial, convierten a la Reserva como una de las áreas naturales protegidas (ANP's) con mayor número de mamíferos en nuestro país (González-Soriano *et al.*, 1997; Rodríguez-Luna *et al.*, 2011). En relación a reptiles y anfibios, el número de especies que se reportan es de 45 especies de anfibios y 117 reptiles, contando con 4 especies de anfibios y 11 especies de reptiles endémicos. Además, 61 especies de reptiles están bajo alguna categoría de riesgo, 34 especies están bajo protección especial, siete en peligro de extinción, 10 amenazadas y 10 endémicas del número total de especies en México (CONANP, 2006).

5.1.3 Descripción del sitio de estudio

El presente estudio se realizó en tres sitios de la región de Los Tuxtlas: la Isla de Agaltepec en la Laguna de Catemaco, un fragmento de selva alta perennifolia con una historia similar de perturbación y tiempo de recuperación similar a la conocida en la isla Agaltepec (60 años) y un sitio de selva alta perennifolia. La distancia aproximada entre los sitios de estudio es de 5-7 km aproximadamente (Figura 3).

Cuadro 1. Características generales de los sitios de estudio.

Características Generales	Isla	Fragmento	Selva continúa
Coordenadas	18°24'50".98 N y 95°05'33".35 O	18°27'02".51 N y 95°03'56".58 O	18°26'32".32 N y 95°01'44".90
Superficie	8.3 ha	70 ha	650 ha
Ubicación	Lago de Catemaco	Reserva privada "La Jungla"	Cerro de Pipiapan
Distancia entre sitios	5 km del fragmento	5 km de la selva	7 km de la isla

Isla Agaltepec

Es la mayor de cuatro islas de origen volcánico que se localizan en el Lago de Catemaco, aproximadamente a 400 m de distancia de tierra firme, tiene una regeneración de aproximadamente 60 años (Cuadro 1, Figura 3). Actualmente está cubierta por un mosaico de vegetación donde se reconocen cuatro tipos de vegetación (López-Galindo y Acosta-

Pérez, 1998; Franquesa-Soler, 2011): 1) la selva mediana caducifolia que tiene como especies representativas a *Bursera simaruba*, *Dendropanax arboreus*, *Sideroxylon capiri* y *Lonchocarpus cruentus*; 2) la vegetación riparia, cuyas especies representativas son *Pachira acuatica*, *Andina galeottiana*, *Inga vera*, *Ficus insipida* y *Spondias radkoferi*; 3) la vegetación secundaria, donde se puede encontrar *Ficus* spp., *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, *Guazuma ulmifolia*, *Cestrum nocturnum*, entre otras; y 4) por último, el pastizal se encuentra ocupando una pequeña porción del extremo de la isla y está constituido en su mayoría por *Panicum maximum*.

Fragmento continental

En la actualidad aún es posible encontrar remanentes de bosque tropical en la Reserva de Los Tuxtlas. Estos se localizan en dos parques ecológicos (P.E.) privados dedicados al ecoturismo: P.E. “Nanciyaga” y P.E. “La Jungla”, y representan los últimos fragmentos grandes relativamente conservados de selva en la zona de Catemaco (González-Christen *et al.*, 2013). El fragmento de selva alta perennifolia estudiado se encuentra entre las coordenadas 18°27'02.51" N y 95°03'56.58" O. y forma parte del parque ecológico privado “La jungla” con una superficie de aproximadamente 70 ha (Cuadro 1, Figura 3), este fragmento tiene un tiempo de regeneración similar al de la isla Agaltepec.

Está dominado por especies como *Rinorea hummelii*, *Stemmadenia donnell-smithii*, *Psychotria chiapensis*, *Trophis mexicana*, *Myriocarpa longipes*, *Pseudolmedia glabrata*, *Tabernaemontana alba*, *Piper amalago*, *Dendropanax arboreus* y *Ficus* spp. (Figura 3)

Selva continua

Forma parte del cerro de Pipiapan, es una reserva ecológica propiedad de la Universidad Veracruzana, tiene una superficie aproximada de 650 ha (Cuadro 1, Figura 3). Las especies representativas de este tipo de vegetación son: *Eupatorium galeottii*, *Garcinia intermedia*, *Vochysia guatemalensis*, *Eugenia acapulcensis*, *Calophyllum brasiliense*, *Hamelia longipes*, *Myriocarpa longipes*, *Croton schiedeanus* y *Alchornea latifolia*.

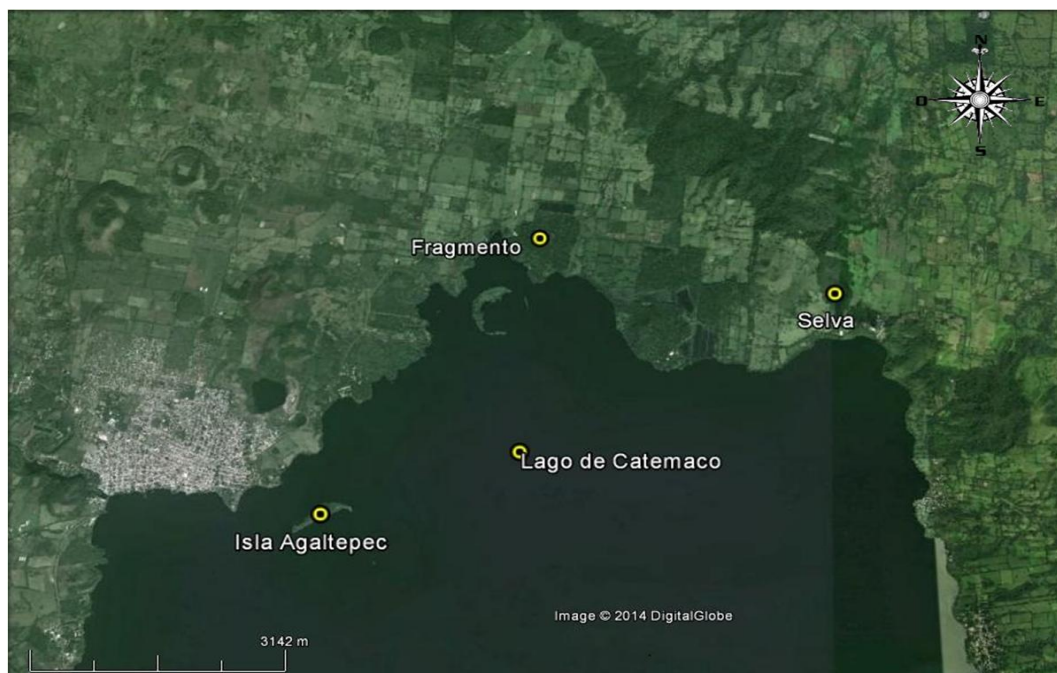


Figura 3. Ubicación de los sitios de estudio en el municipio de Catemaco, Veracruz (Fuente: Google Earth, 2014).

5.2 Trabajo de Campo

Se llevaron a cabo dos salidas de campo en Junio y Octubre durante el 2013, en las cuales se muestreó la diversidad vegetal y la diversidad de murciélagos y roedores de cada uno de los sitios.

5.2.1 Muestreo de vegetación

En cada sitio seleccionado (isla, fragmento y selva continua) se trazaron diez transectos de 50×2 m, que en total suman 0.1 ha (Gentry, 1982).

Cada transecto fue georreferenciado y se registraron todos los individuos de ≥ 1 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP), cada individuo se registró su identidad taxonómica, altura y DAP particular. En el caso de las especies en la categoría en regeneración que son un potencial recurso disponible (< 1 cm de DAP) sólo se registró su identidad taxonómica y su abundancia en la que se encontraba en el transecto.

Los transectos se dispusieron aleatoriamente en cada sitio y de este modo se evitó el traslape. Posteriormente se estableció el valor de importancia (VI) de cada especie en los

distintas categorías (Lamprecht, 1990). En el caso de las especies en regeneración, se calculó el valor de importancia con modificaciones al no tener valores de área basal (debido al estado ontogénico de las plantas); por lo tanto, el VI se obtendrá de la sumatoria de la densidad (AR) y la frecuencia (FR) y a partir de eso obtuvimos valores de riqueza y abundancia para cada una de los contingentes analizados. Se estimó la diversidad alfa a través del índice Shannon-Wiener, el cual asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Moreno, 2001) y se contrastaron los valores de índice de diversidad mediante pruebas al azar con 10.000 particiones (Solow, 1993) con lo cual se evalúa la existencia de diferencias estadísticas entre los valores de diversidad, esto se realizó mediante el programa Species Diversity and Richness versión 2.6 (Pisces Conservation Ltd., Lymington, Hants, UK).

Posteriormente se realizaron curvas de rarefacción que permiten hacer comparaciones de números de especies entre comunidades cuando el tamaño de las muestras no es igual (Moreno, 2001) las curvas de rarefacción se realizaron con el programa BioDiversity Professional Beta 2.0 (Mc Alece, 1997). Se comparó la similitud florística de todos los sitios muestreados, así como las especies compartidas entre los sitios (diversidad beta) mediante el índice de Morisita-Horn, este se calculó con el programa Estimates versión 9.1.0 (Colwell, 2013). Se realizó un listado de las plantas registradas, y se revisó literatura con información de las características principales de cada especie y se determinó su tipo y síndrome de dispersión. Con esta información se realizaron tablas de contingencia asociadas a la dispersión de las especies, al número de individuos y las zonas analizadas. Finalmente, se analizó si los síndromes de dispersión de las especies registradas difieren entre sitios utilizando una prueba Chi-cuadrada.

Se colectaron ejemplares de las especies de plantas registradas en los transectos y se depositaron en el Herbario del Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO) de la Universidad Veracruzana. Las plantas se prensaron y secaron, con el fin de prevenir infecciones por hongos. A cada ejemplar se le asignó un número de colecta, se anotaron datos generales como sitio, número de especie, número de transecto y fecha. Las plantas obtenidas se determinaron al menor nivel taxonómico posible o se designaron como morfoespecies de acuerdo a Ibarra-Manríquez y Sinaca Colín, 1997.

5.2.2 Muestreo de murciélagos

Se muestrearon cinco noches en cada uno de los tres sitios a lo largo del proyecto en las dos salidas en junio (5 días) y octubre (5 días). Dado que se ha mostrado que con este esfuerzo de muestreo se puede registrar el mayor número de especies en el ensamble (Meyer *et al.*, 2011). Se colocaron cinco redes de niebla de 12×2.6 m con 38 mm de malla a nivel del suelo, cercanos a brechas y sitios con espacios semiabiertos ya que en estos sitios los murciélagos se capturan con mayor frecuencia. Las redes se colocaron a una distancia de 200 m entre sí y se abrieron durante aproximadamente 7 horas, revisándose cada 30–45 minutos.

Los organismos capturados fueron colocados en bolsas de manta y determinados a nivel de especie con la ayuda de guías de campo (Medellín *et al.*, 2008; Reid, 2009). Para cada individuo se tomaron datos generales: fecha, número de ejemplar y el tipo de vegetación en que fue capturado. Todos los individuos fueron medidos, sexados y pesados con una balanza (Pesola AG) de 100 g con una g precisión ± 0.03 g y se clasificaron de acuerdo al estado reproductivo en juvenil o adulto, mediante la observación del grado de osificación en las epífisis de las falanges (Edythe, 1988; Humphrey, 1992). Se consideró la condición reproductiva en las hembras a través del procedimiento de palpación abdominal directa para la detección de embriones o con la observación del desarrollo de los pezones para determinar si se encontraban en lactancia (Racey, 2009). Posterior a la manipulación, los individuos fueron liberados en el sitio de su captura. El muestreo no se realizó en noches con lluvia.

A continuación, se describen los análisis estadísticos realizados que de acuerdo a MacSwiney *et al.* (2007) se efectuaron con los datos obtenidos del ensamble de murciélagos en los sitios de estudio. Se trazó una curva de acumulación de especies para evaluar la integridad del esfuerzo de muestreo en cada sitio. Se estimó la riqueza de especies verdadera (Smax) con el estimador cuantitativo no paramétrico de Chao 1 (Chao, 1984). Para comparar la abundancia de los murciélagos entre los sitios, se realizaron curvas rango/abundancia para cada sitio y se compararon estadísticamente mediante pruebas de Kolmogorov-Smirnov de dos pruebas que se realizaron con el programa de Statistica 8.0 y

la curvas se realizaron con el programa BioDiversity Professional Beta 2.0 (Mc Aleece, 1997).

Mediante el índice de Shannon-Wiener, se estimó la diversidad alfa y la equidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. La diversidad de murciélagos y roedores se comparó entre sitios mediante pruebas al azar con 10.000 particiones (Solow, 1993). Los datos fueron analizados con Species Diversity and Richness versión 2.6 (Pisces Conservation Ltd., Lymington, Hants, UK) y EstimateS versión 9.1.0 (Colwell, 2013).

5.2.3 Colecta de semillas en murciélagos

Se utilizaron dos técnicas para coleccionar las semillas ingeridas por los murciélagos. Se colocaron láminas de plástico blancas de 12 × 1 m debajo de las redes para recoger las heces de los murciélagos frugívoros mientras estaban atrapados (Galindo-González *et al.*, 2009). Las láminas se revisaron junto con las redes, cada 30–45 min. Las heces recolectadas se colocaron en bolsas de papel encerado y fueron etiquetadas con los siguientes datos: fecha, sitio de colecta, número de ejemplar y especie de murciélago. Los murciélagos que no defecaron mientras estaban en la red, se colocaron en bolsas de manta y éstas se revisaron minuciosamente para la obtención de semillas en las heces después de un lapso de 30 min. Las semillas obtenidas se secaron, contaron y determinaron al menor nivel taxonómico posible o al menos se designaron como morfoespecies con la ayuda de expertos (S. Sinaca com. pers.) y de literatura (Lobova *et al.*, 2009).

Se estimó la importancia de cada especie de murciélagos como agente de dispersión, utilizando el Índice de Importancia de Dispersión (DII), propuesto por Galindo-González y colaboradores (2000). Este índice se basa en la abundancia relativa de las especies de murciélagos capturados (B) y el porcentaje de muestras fecales con semillas obtenidas a partir de cada especie de murciélago (S), de tal manera que $DII = (S * B) / 1000$. El índice va de 0 a 10, el 0 indica que no hay semillas encontradas en las excretas de los murciélagos frugívoros y 10 indica que una sola especie de murciélago dispersa una gran variedad de semillas de una especie de planta dada. En este análisis solo se incluyeron las especies frugívoras que se le encontraron excretas y las excretas líquidas fueron descartadas para este análisis.

5.2.4 Muestreo de roedores

Se estableció un cuadrante con 80 trampas Sherman ($8 \times 9 \times 23$ cm) en 10 columnas y ocho filas, con una distancia entre trampas de 10 m. Adicionalmente, en cada sitio se colocaron 20 trampas entre 1.0 y 2.5 m sobre el nivel del suelo, encima de arbustos, troncos caídos y ramas de árboles, constituyendo un total de 100 estaciones de trampeo. Como cebo se emplearon semillas de girasol. Se utilizó el método de captura y recaptura (Krebs, 1998) y se trampeó cinco noches consecutivas. Se recolectaron todas las semillas diferentes a las de girasol, completas o roídas. Además, se revisaron los abazones de los ratones capturados (para el caso de *Heteromys desmarestianus*) y el interior de las trampas Sherman. El material recolectado se etiquetó con los siguientes datos: sitio, fecha, ubicación de la trampa y sexo del roedor.

Para cada animal capturado se registró: número y posición de la trampa, longitud total (Lt), longitud de la cola vertebral (Cv), longitud de la pata trasera (Lp), longitud de la oreja (Lo), peso, características y color del pelaje, sexo y condición reproductiva, especie, fecha y sitio de captura. Se consideraron tres categorías de edad: adulto, subadulto y joven, con base en criterios de medidas corporales, peso individual y pelaje. Las hembras se clasificaron como preñadas o lactantes y en los machos se registró la presencia de testículos semiescrotados o escrotados (Ramírez-Pulido *et al.*, 1989). Se tomó registro fotográfico de cada una de las especies recolectadas durante el período de estudio. Los individuos fueron marcados temporalmente con violeta de Genciana y posteriormente fueron liberados.

Se estimó la diversidad alfa de los roedores mediante el índice de Shannon-Wiener, y la equidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. La diversidad de roedores se comparó entre los sitios con pruebas al azar con 10.000 particiones (Solow, 1993). Los datos fueron analizados con Species Diversity and Richness versión 2.6 (Pisces Conservation Ltd., Lymington, Hants, UK).

5.2.5 Colecta de semillas en roedores

Las semillas utilizadas para medir la remoción-postdispersión por roedores fueron *Protium copal* y *Helianthus annuus*, esta última usada como control. La selección de estas semillas fue debido a su fuerte aroma que atrae a los roedores. Para evaluar la importancia de los roedores en la remoción post-dispersión, se usó el experimento de área-no-excluida, que permitía el acceso directo a los roedores y se marcaba su posición con una cinta naranja. Las semillas se colocaban sobre unas hojas para facilitar el conteo al día siguiente. Se colocaron 40 réplicas: 20 de *Protium copal* y 20 de girasol en cada uno de los sitios. Cada réplica constó de 10 semillas colocadas al azar. Las trampas se revisaron cada 24 horas, durante tres días consecutivos en cada uno de los sitios. Al final de este período, las semillas fueron asignadas dentro de una de estas dos categorías de destino: intacta o desaparecida. Con esta información se realizaron tablas de contingencia y una X^2 para analizar donde hubo mayor remoción en los sitios de estudio sin importar la especie de semilla usada en el experimento.

6. Resultados

6.1 Análisis de los sitios de estudio

6.1.1. Riqueza y composición de especies

Para las plantas, se registraron 2860 individuos pertenecientes a 71 familias, 176 géneros y 275 especies de plantas. Las familias predominantes fueron Fabaceae con 25 especies, Rubiaceae con 19, Moraceae con 14, Euphorbiaceae con 11, Piperaceae con 11, Arecaceae con 10 y Lauraceae con 10.

Las especies más abundantes fueron *Rinorea hummelii* (Violacea) con 136 individuos, seguido de *Chamaedorea oblongata* (Arecaceae) con 129 y *Protium copal* (Burseraceae) con 121. Otras especies abundantes fueron *Brosimum alicastrum* (Moraceae) con 94 individuos, seguido de *Myriocarpa longipes* (Urticaceae) con 78 y *Trophis mexicana* (Moraceae) con 69. Ver listado de las especies identificadas por contingente (Anexo 1).

Al analizar por separado las dos categorías de plantas (> 1cm de DAP y en regeneración), se registraron 1820 individuos de 64 familias, 147 géneros y 222 especies para el contingente de las especies medibles. En el caso de las especies de la categoría en regeneración, se registraron 1040 individuos de 62 familias, 131 géneros y 188 especies. Para la categoría > 1cm de DAP, las familias que predominan fueron: Fabaceae (17 especies), Rubiaceae (16), Moraceae (13), Euphorbiaceae (10) y Lauraceae (10), mientras que la categoría en regeneración predominaron las siguientes familias: Rubiaceae (18), Fabaceae (16), Arecaceae (10), Euphorbiaceae (9) y Piperaceae (8).

En el caso de los murciélagos con un esfuerzo de muestreo de 2100 metros de red por hora (m/r/hr), se capturaron un total 494 individuos, pertenecientes a 3 familias, 7 subfamilias, 13 géneros y 20 especies (Cuadro 2). El sitio con mayor captura fue el fragmento con 311 individuos (62.9%), seguido de la selva con 132 (27.1%) y la isla con sólo 51 individuos (10% de las capturas totales).

Cuadro 2. Riqueza y abundancia de murciélagos registrada en los tres sitios de estudio.

Familia	Subfamilia	Especie	Tipo de Vegetación		
			F	I	S
Phyllostomidae	Phyllostominae	<i>Phyllostomus discolor</i>	4	0	4
		Sternodermatinae	<i>Artibeus phaeotis</i>	3	0
	<i>Artibeus toltecus</i>		0	1	10
	<i>Artibeus jamaicensis</i>		129	43	52
	<i>Artibeus lituratus</i>		2	0	2
	<i>Platyrrhinus helleri</i>		1	0	1
	<i>Uroderma bilobatum</i>		1	0	1
	<i>Vampyressa thylene</i>		1	0	1
	<i>Sturnira hondurensis</i>		18	0	5
	<i>Sturnira parvidens</i>		35	2	4
	Glossophaginae		<i>Glossophaga soricina</i>	36	4
		<i>Hylonycteris underwoodi</i>	0	0	1
	Carollinae	<i>Carollia sowelli</i>	45	0	33
	Desmodontinae	<i>Desmodus rotundus</i>	5	0	2
Vespertilionidae	Antrozoinae	<i>Bauerus dubiaquercus</i>	19	0	0
	Myotinae	<i>Myotis keaysi</i>	0	1	0
		<i>Myotis elegans</i>	1	0	0
Mormoopidae		<i>Mormoops megalophylla</i>	1	0	0
		<i>Pteronotus davyi</i>	1	0	0
		<i>Pteronotus parnellii</i>	9	0	0
		Total	311	51	132

*F=fragmento, I=isla, S=selva

En términos de especies, la familia Phyllostomidae fue la mejor representada con 14 y constituyeron el 70% de las capturas. *Artibeus jamaicensis* fue la especie con mayor abundancia en todos los sitios con 45.3% de las capturas. La segunda especie más abundante fue diferente entre sitios. Para el fragmento y la selva fue *Carollia sowelli*, mientras que en la isla fue *Glossophaga soricina*. Tanto la familia Mormoopidae como la familia Vespertilionidae estuvieron representadas con tres especies (Cuadro 2).

Mientras que los roedores con esfuerzo de muestreo total de 500 noches/trampas por sitio. Se capturaron 64 individuos, pertenecientes a tres familias y cuatro especies. El sitio con mayor captura fue el fragmento, seguido de la selva. En la isla no se registró ninguna captura (Cuadro 3).

Cuadro 3. Riqueza y abundancia de roedores encontrados en los tres sitio de estudio.

Familia	Especie	Sitio		
		Fragmento	Selva	Isla
Heteromyidae	<i>Heteromys</i>	8	18	0
	<i>desmarestianus</i>			
Cricetidae	<i>Peromyscus leucopus</i>	2		0
	<i>Peromyscus mexicanus</i>	24	11	0
	<i>Oryzomys fulvescens</i>	1		0
	Total	35	29	0

La familia de roedores con el mayor número de individuos capturados fue Cricetidae, con un total del 60% de las capturas, seguido de la familia Heteromyidae con el 40%. La especie más abundante para el fragmento fue *Peromyscus mexicanus* con 24 individuos (69%), mientras que en la selva la especie más abundante fue *Heteromys desmarestianus* con 18 individuos (62%) (Cuadro 3).

6.1.2. Diversidad alfa

Entre las dos categorías de plantas existe un gradiente, siendo la selva el sitio que presenta mayor riqueza y diversidad en ambas categorías en comparación con el fragmento; y éste a su vez, presenta mayor riqueza y diversidad que la isla (Cuadro 6, 5 y 4). Sin embargo la fauna de murciélagos y roedores en el fragmento presenta mayor riqueza y diversidad que la selva y esta misma presenta mayor diversidad y riqueza que la isla Agaltepec.

Para las especies de plantas > 1cm de DAP, al comparar la isla con la selva, esta última muestra una diferencia significativa ($P < 0.05$, Delta = 0.889), siendo la diversidad de la selva (4.219) mayor que la de la isla (3.33). Al contrastar la selva con el fragmento, se muestra una diferencia significativa ($P < 0.05$, Delta = -0.551), siendo la selva (4.219) más diversa que el fragmento (3.667). Finalmente, al comparar la isla con el fragmento, encontramos que la isla (3.33) es menos diversa que el fragmento (3.667), ($P < 0.05$, Delta = - 0.337) (Cuadro 4, 5 y 6).

Por otro lado en la categoría en regeneración, al contrastar entre la selva y el fragmento no se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$, $\Delta = 0.469$). Al contrastar la selva con la isla, se muestra una diferencia significativa ($P < 0.05$, $\Delta = 1.054$) siendo la diversidad de la selva (4.48), mayor que la de la isla (3.426). Finalmente, al comparar la isla con el fragmento también existe una diferencia significativa ($P < 0.05$, $\Delta = 0.586$) en la cual el fragmento (4.012) es más diverso que la isla (3.426) (Cuadro 6, 5 y 4).

Mientras que para los murciélagos, de acuerdo al índice de Shannon-Wiener el sitio con mayor diversidad fue el fragmento (1.928), seguido por la selva (1.847). La isla fue el sitio menos diverso (0.624) (Cuadro 5, 6 y 4). Al comparar la isla con el fragmento, esta última muestra una diferencia significativa ($P < 0.05$, $\Delta = -1.303$). La diversidad de la isla fue también significativamente menor que la de la selva ($P < 0.05$, $\Delta = 1.222$). Finalmente, al contrastar el fragmento con la selva, se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$, $\Delta = 0.081$).

Para los roedores de acuerdo al índice de Shannon-Wiener, el sitio con mayor diversidad es el fragmento (0.8612), seguido de la selva (0.6637) (Cuadro 5 y 6). Al comparar el fragmento con la selva, no se encontró diferencia significativa entre ambos sitios ($P < 0.05$, $\Delta = -0.1424499$).

Cuadro 4. Diversidad alfa en términos de riqueza y abundancia con los índices de Shannon para la isla Agaltepec.

Diversidad	Vegetación		Murciélagos	Roedores
	<1 cm de DAP	Regeneración		
Riqueza (Sobs)	69	54	5	0
Riqueza verdadera (Smax)	92.33	64.91	5.5	0
Intevalos de confianza al 95% Limite inferior	77.06	57.34	2.5	0
Intevalos de confianza al 95% Limite superior	136.53	89.68	7.5	0
Abundancia	618	319	51	0
Shannon-Wiener	3.33	3.426	0.6247	0

Cuadro 5. Diversidad alfa en términos de riqueza y abundancia con los índices de Shannon para el fragmento.

Diversidad	Vegetación		Murciélagos	Roedores
	<1 cm de DAP	Regeneración		
Riqueza (Sobs)	97	91	17	4
Riqueza verdadera (Smax)	149.56	120.33	17.98	5
Intevalos de confianza al 95% Limite inferior	121.46	103.43	15.38	0
Intevalos de confianza al 95% Limite superior	209.94	160.23	37.92	0
Abundancia	534	378	311	35
Shannon-Wiener	3.667	4.012	1.928	0.8612

Cuadro 6. Diversidad alfa en términos de riqueza y abundancia con los índices de Shannon para la selva.

Diversidad	Vegetación		Murciélagos	Roedores
	<1 cm de DAP	Regeneración		
Riqueza (Sobs)	120	117	14	2
Riqueza verdadera (Smax)	142	147.75	15.5	2
Intevalos de confianza al 95% Limite inferior	129.34	131.31	11.65	
Intevalos de confianza al 95% Limite superior	17.81	183.08	16.35	
Abundancia	668	343	132	29
Shannon-Wiener	4.219	4.48a	1.847	0.6637

6.1.3. Curvas de rarefacción para vegetación

Para la categoría de plantas de > 1cm de DAP, el análisis de rarefacción mostró que para n = 222 (total de riqueza de especies), la selva fue el hábitat más rico en especies acumuladas, seguido de la isla y el fragmento de selva. Aunque la isla pareciera pobre en especies se destaca del fragmento de selva que tienen muchas especies (Figura 4). La selva fue el sitio mejor muestreado con una representatividad de muestreo de 84.5%, seguido de

la isla con una representatividad de 74.7% y finalmente del fragmente se registró una representatividad de muestreo de 65%.

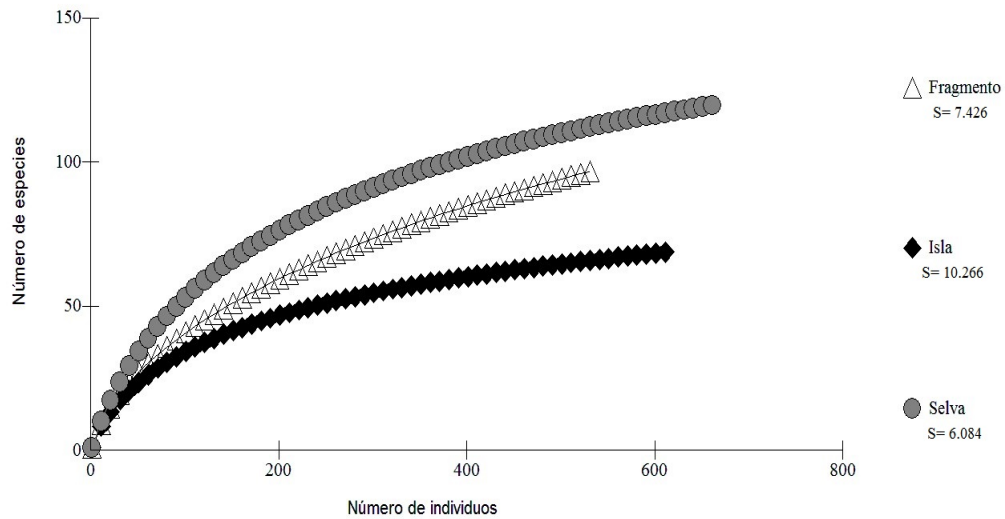


Figura 4. Curvas de rarefacción de especies para la categoría > 1cm de DAP. Comparando la riqueza de especies $n=222$ (S = Desviación estándar de las especies cada sitio).

Para las especies de plantas de la categoría en regeneración, el análisis de rarefacción mostró que para $n = 188$ (total de especies), la selva fue el hábitat más rico en especies acumuladas, seguido del fragmento de selva y la isla. En esta categoría la isla es pobre en especies de acuerdo al análisis (Figura 5). La isla obtuvo una representatividad de 83%, seguido la selva con una representatividad de 79.1% y finalmente el fragmento con una representatividad de muestreo de 75.8%.

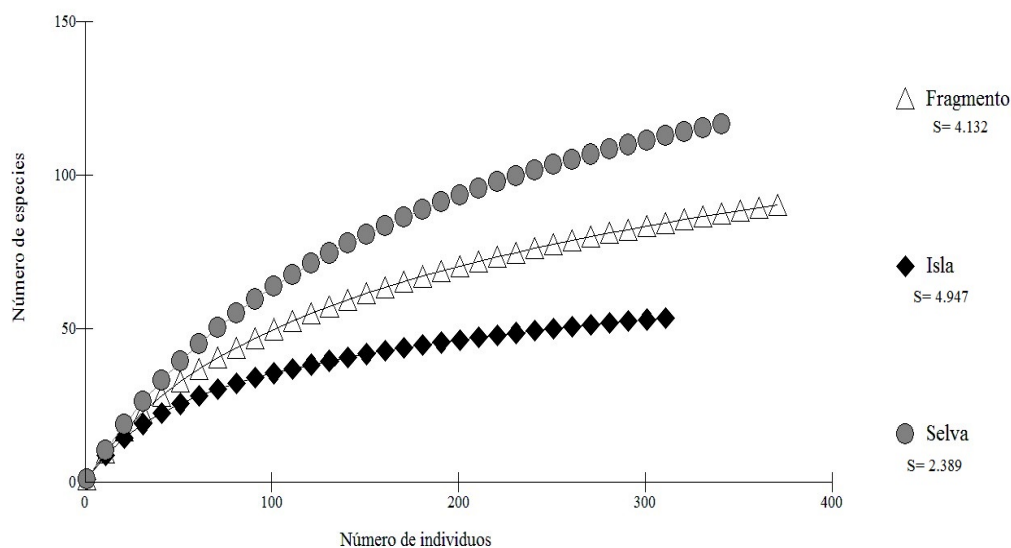


Figura 5. Curvas rarefacción de especies para la categoría en regeneración. Comparando la riqueza de especie $n=188$, (S = Desviación estándar de las especies de cada sitio).

6.1.4 Curvas de acumulación de especies y abundancia para murciélagos

Las curvas de acumulación de especies (Figura 6) sugieren que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para obtener el registro de la mayoría de las especies en los sitios del fragmento, selva e isla, ya que con este esfuerzo de muestreo se puede registrar el mayor número de especies en el ensamble (Meyer *et al.*, 2011). Se capturaron 14 especies en la selva y 5 en la isla, obteniéndose que todos los sitios fueron bien muestreados, la selva obtuvo una riqueza verdadera de 15.5 y una representatividad de muestreo de 90%, seguido de la isla con una riqueza verdadera de 5.5 especies y representatividad de 90% (Cuadro 4 y 6). En el fragmento se registraron 17 especies y se estimó una riqueza verdadera de 17.98 especies y una representatividad de muestreo de 94% (Cuadro 5) (Figura 6).

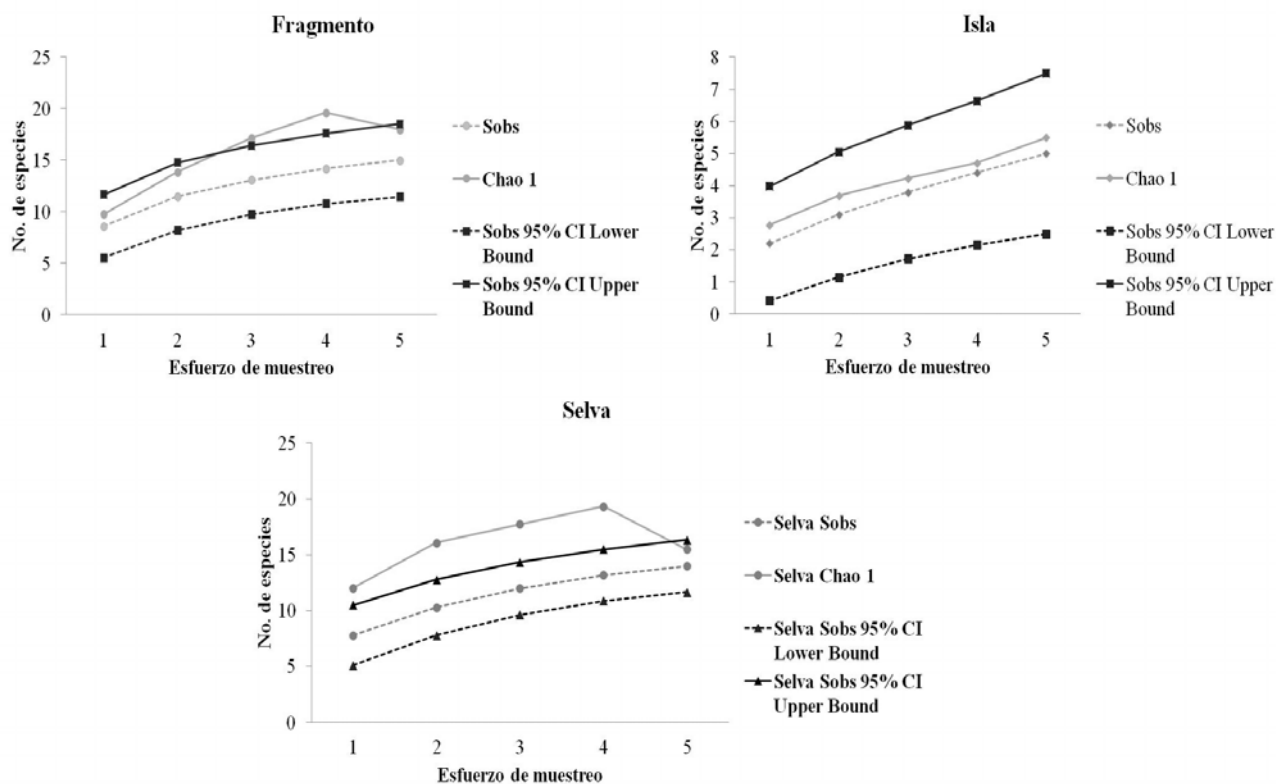


Figura 6. Curvas de acumulación de especies de murciélagos para cada sitio.

Al realizar las curvas de rango-abundancia se observó que existen muchas especies con valores intermedios y muy abundantes que están dominando los sitios estudiados. El sitio con mayor abundancia fue el fragmento con 311 individuos, seguido de la selva con 132 y la isla con 51 individuos (Cuadro 2). En los tres sitios la especie más abundante fue *Artibeus jamaicensis*. Las distribuciones de rango-abundancia fueron significativamente diferentes para fragmento vs isla, encontrándose una diferencia máxima de 0.270, mientras que entre fragmento vs selva se encontró una diferencia máxima de 0.210, y finalmente entre la isla vs selva se encontró una diferencia máxima de 0.128 (Figura 7).

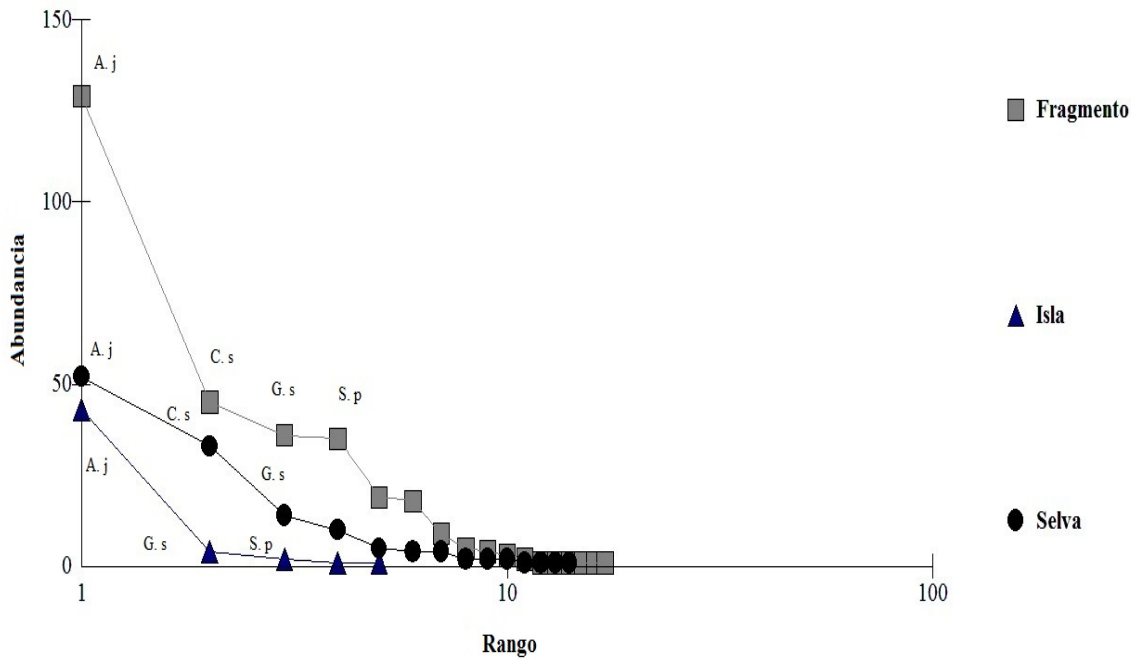


Figura 7. Curvas rango abundancia para murciélagos de los sitios muestreados (A.j= *A. jamaicensis*, C.s= *C. sowelli*, G.s= *G. soricina*, S.p= *S. parvidens*).

6.1.5. Diversidad beta para las plantas encontradas en los sitios

El análisis de diversidad β para las dos categorías $> 1\text{cm}$ de DAP, se muestran en los Cuadros 7 y 8.

Cuadro 7. Diversidad β , calculada con el índice Morisita-Horn, de las plantas en los sitios en la categoría $> 1\text{cm}$ de DAP (casillas en gris oscuro especies compartidas, casillas blancas riqueza de especies, casilla gris claro índice de similitud).

Sitios	Fragmento (sitio 1)	Isla (sitio 2)	Selva (sitio 3)
Fragmento (sitio 1)	97	22	36
Isla (sitio 2)	0.084	69	14
Selva (sitio 3)	0.278	0.022	120

Los valores mostrados por el índice de Morisita-Horn para la categoría > 1cm de DAP, sugieren una mayor similitud entre el fragmento vs la selva (0.278) y una menor similitud entre la isla vs el fragmento (0.084) y finalmente isla vs selva (0.022) (Cuadro 7). Se encontró que entre el fragmento y la isla hay 22 especies compartidas, entre el fragmento y la selva 36 especies compartidas y finalmente entre la selva y la isla 14 especies (Cuadro 8). Los tres sitios comparten un total ocho especies, estas son: *Crossopetalum parviflorum*, *Tabernaemontana alba*, *Rinorea hummelii*, *Piper sanctum*, *Piper aduncum*, *Ocotea rubriflora*, *Nectandra coriacea* y *Guarea glabra*.

Cuadro 8. Diversidad β , calculada con el índice Morisita-Horn, de las plantas de los sitios de la categoría en regeneración (casillas en gris oscuro especies compartidas, casillas blancas riqueza de especies, casilla gris claro índice de similitud).

Sitios	Fragmento (sitio 1)	Isla (sitio 2)	Selva (sitio 3)
Fragmento (sitio 1)	91	22	46
Isla (sitio 2)	0.152	53	19
Selva (sitio 3)	0.293	0.049	117

Para la categoría en regeneración, el índice de Morsita-Horn sugiere una mayor similitud entre el fragmento vs la selva (0.293), seguido de la isla vs fragmento (0.152) y menor similitud entre la isla vs selva (0.049). Se encontró que entre el fragmento y la isla se comparten 22 especies, la selva y el fragmento comparten 46 especies y finalmente la isla y la selva comparten 19 especies. Los tres sitios de estudio comparten un total de 13 especies: *Bursera simaruba*, *Chamaedorea alternans*, *Chamaedorea tepejilote*, *Crossopetalum parviflorum*, *Cupania glabra*, *Dendropanax arboreus*, *Eugenia capuli*, *Guarea glabra*, *Nectandra salicifolia*, *Paullinia clavigera*, *Piper aduncum*, *Piper amalago* y *Tabernaemontana alba*.

6.2. Recursos disponibles para murciélagos y roedores

6.2.1. Valores de importancia

Al realizar el análisis de valor de importancia (V.I.) se observó que para las especies de plantas >1 cm de DAP registradas por sitio, se encontró que en la isla destaca *Protium copal* que presenta una alta área basal con 18.3%, abundancia de 16.8% y una frecuencia de 5.6%, seguida de *Chamaedorea oblongata* con una área basal de 8.4%, abundancia de 16.8% y una frecuencia de 4.5% y finalmente *Brosimum alicastrum* se destaca con una área basal de 6.9%, abundancia de 7.9% y una frecuencia de 1.6% (Figura 8).

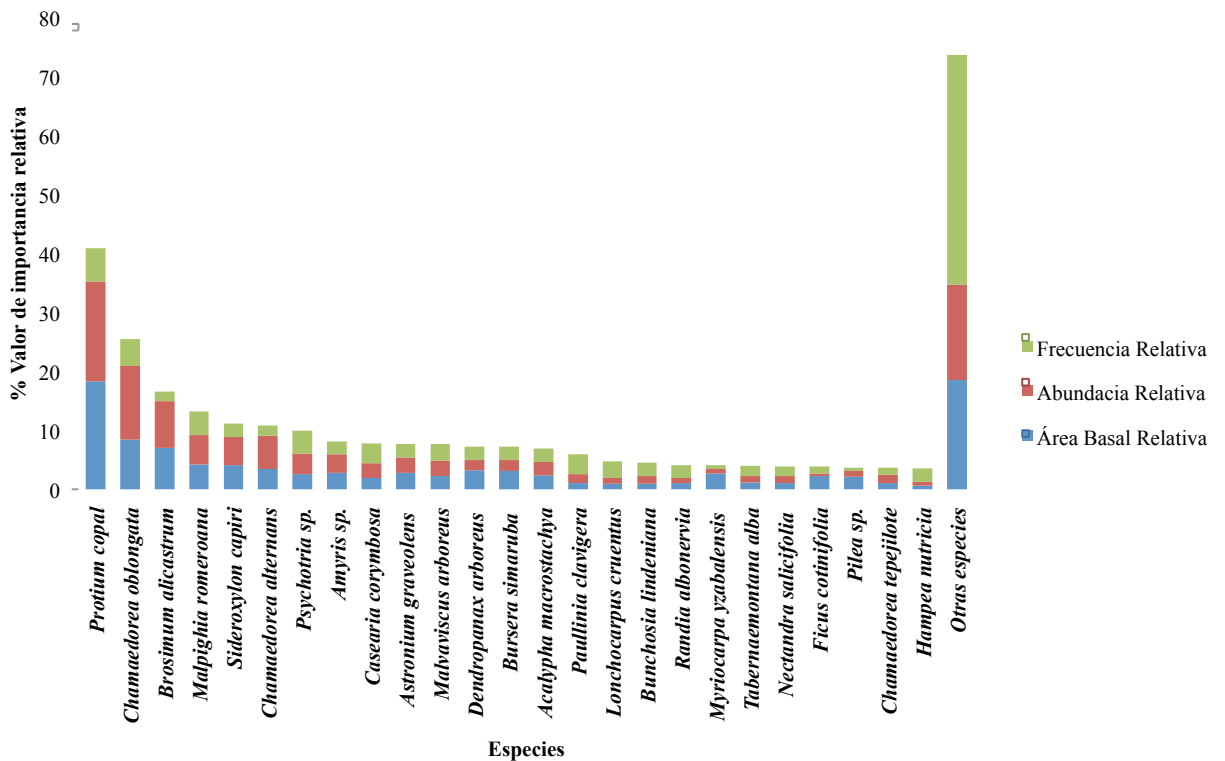


Figura 8. Valores de importancia para las plantas >1 cm de DAP en la isla Agaltepec.

En el fragmento, la especie con mayor V.I. fue *Rinorea hummelii* con un área basal de 10.7%, abundancia de 13.8% y una frecuencia de 4.1%, seguido de *Stemmadenia donnell-smithi* con área basal de 7.7%, abundancia de 6.5% y una frecuencia de 3.6% y *Psychotria chiapensis* con área basal de 6.7%, abundancia de 6.3% y una frecuencia de 4.1% (Figura 9).

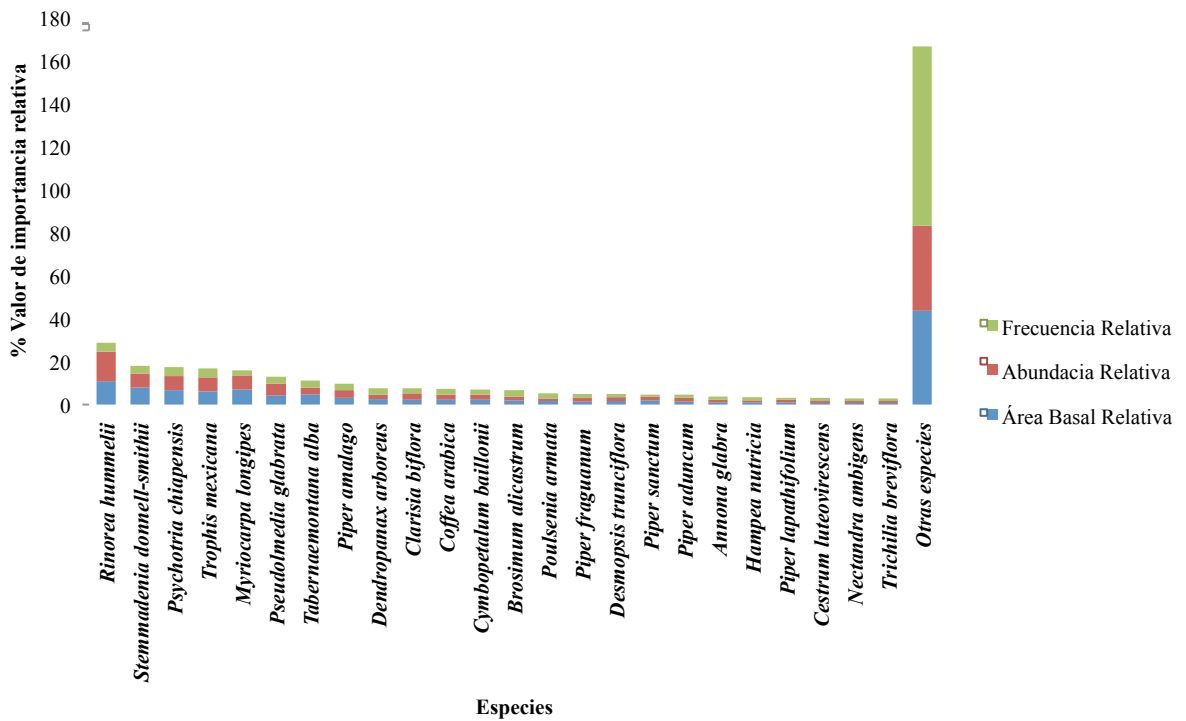


Figura 9. Valores de importancia para las plantas >1 cm de DAP en el fragmento.

En la selva, la especie con mayor V.I. fue *Eupatorium galeottii* con un área basal de 6.06%, abundancia de 7.1% y una frecuencia de 2.6%, seguida por *Garcinia intermedia* con un área basal de 4.6%, abundancia de 4.04 % y una frecuencia de 2.6% y *Vochysia guatemalensis* un área basal de 4.3%, abundancia de 4.1% y una frecuencia de 1.9% (Figura 10).

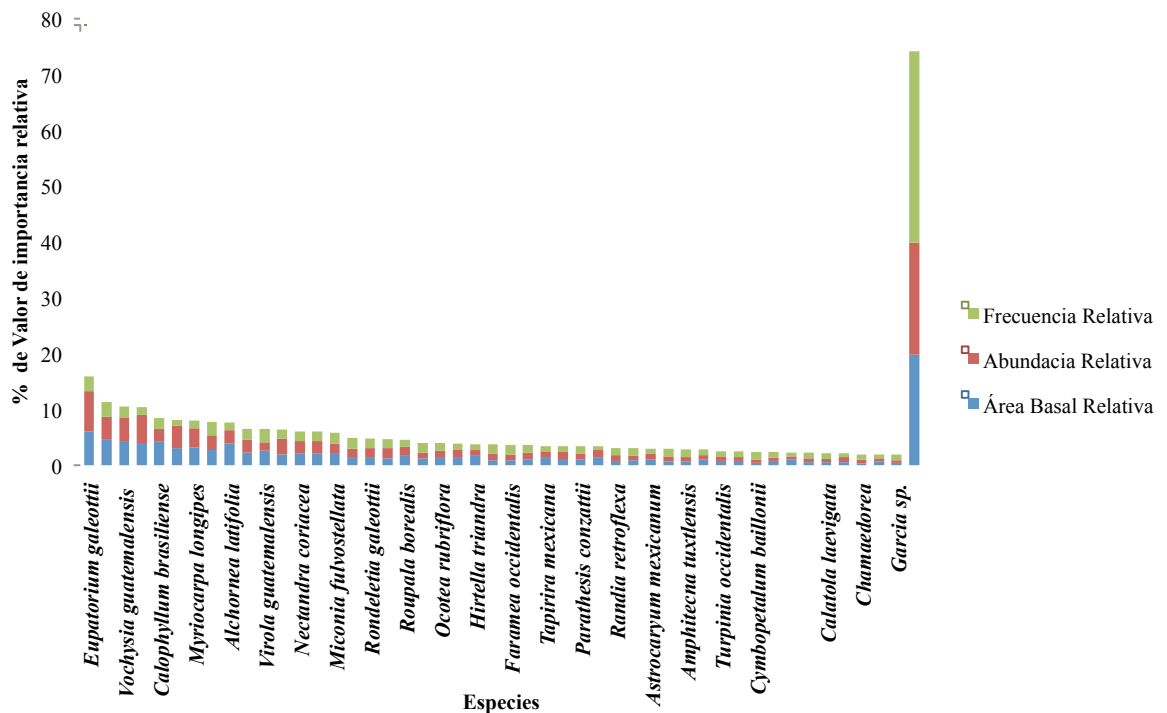


Figura 10. Valores de importancia para las plantas >1 cm de DAP en la selva.

El análisis de valor de importancia (V.I.) se observó que la categoría en regeneración se registraron pocas especies con valores altos de frecuencia y abundancia, mientras que hay muchas especies con valores intermedios.

Las especies en regeneración con mayor V.I. para la isla, se destacó en primer lugar *Chamaedorea oblongata* con una alta frecuencia de 25.4% y abundancia con 15.04%, seguido de *Chamaedorea alternans* que presenta una alta frecuencia con 13.3% pero una baja abundancia con 1.25%. En esta categoría *Protium copal* ocupa el tercer lugar mientras que en la categoría >1 cm de DAP ocupaba el primer lugar tiene una frecuencia de 7.06% y una abundancia de 5.01% (Figura 11).

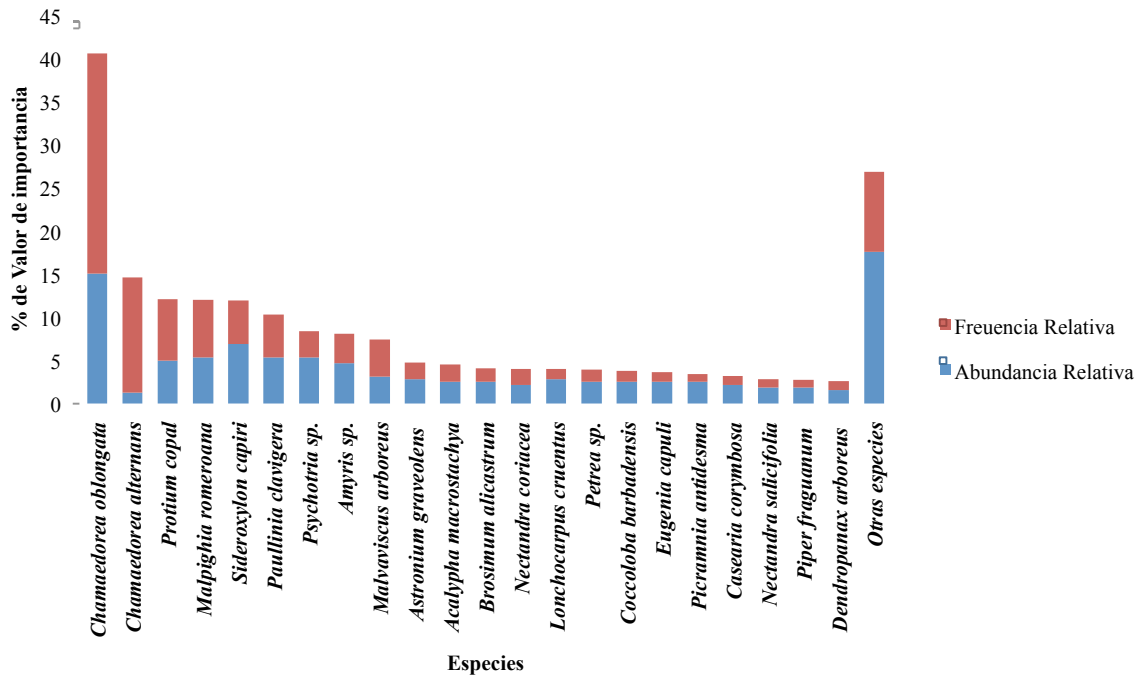


Figura 11. Valores de importancia para la isla Agaltepec categoría en regeneración.

Para el fragmento, las especies se destacan por compartir la misma frecuencia y abundancia. Las especies con mayor V.I fueron *Rinorea hummelii* con una frecuencia y abundancia de 8.4%, seguido de *Brosimum alicastrum* con 7.1% y finalmente *Psychotria chiapensis* con un valor de 4.5% (Figura 12).

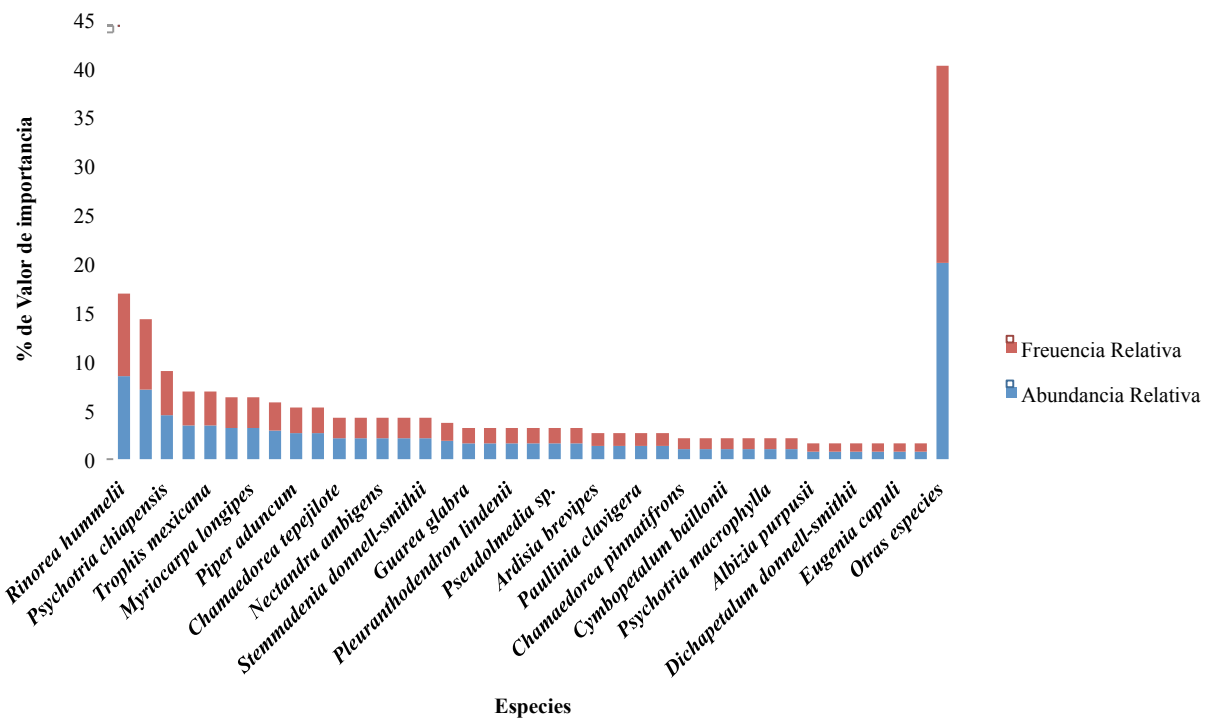


Figura 12. Valores de importancia para el fragmento categoría en regeneración.

Finalmente, las especies en la selva se destacan por su alta frecuencia. El mayor V.I. fue *Odontonema cuspidatum* con una frecuencia de 16.1% y una abundancia de 3.7%, *Garcinia intermedia* con una frecuencia de 7.2% y una abundancia de 2.9% y *Psychotria veracruzensis* con una frecuencia de 6.4% y abundancia de 3.2% (Figura 13).

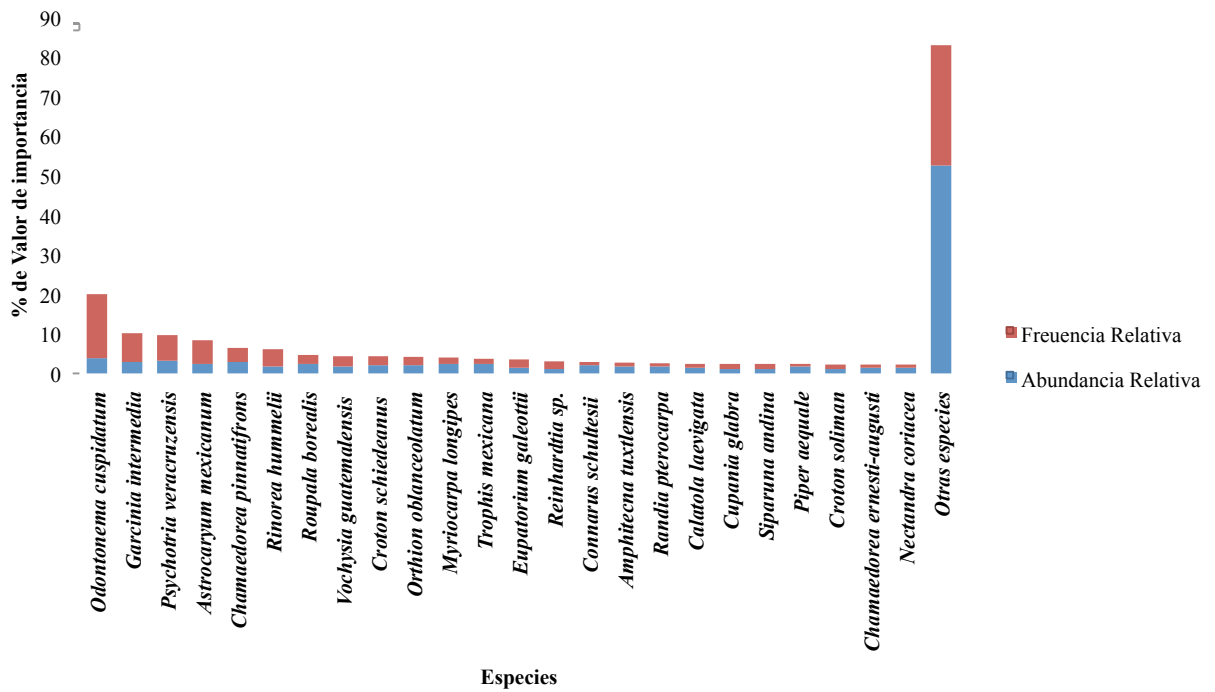


Figura 13. Valores de importancia para la selva categoría en regeneración.

6.2.2. Tipos y síndromes de dispersión identificados en las plantas

En relación a los tipos de dispersión se encontró que en las especies de plantas >1cm DAP para los tres sitios hay una alta dominancia de especies de plantas con dispersión biótica. El mayor número de especies se encontró en la selva con 95 especies de 120, seguido del fragmento con 76 especies de 97 y la isla con 55 especies de 69, esta última tiene más especies con dispersión biótica (80%) que la selva (79%) y el fragmento (78%) (Figura 14).

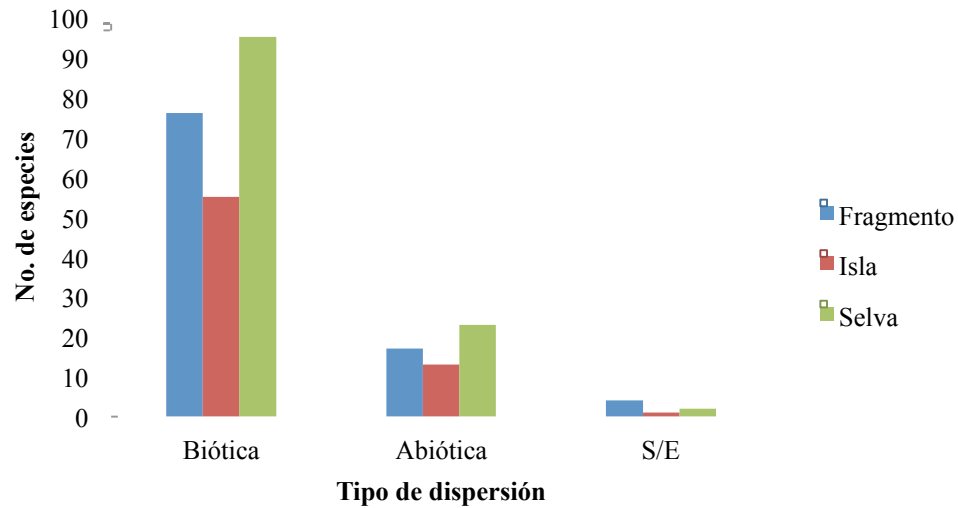


Figura 14. Tipo de dispersión de las especies de plantas >1cm DAP en los sitios de estudio (S/E= sin especificar).

Para la categoría en regeneración se encontró que también el tipo de dispersión biótica domina en los tres sitios, y la selva fue el sitio donde se encontró un mayor número de especies con 98 especies de 117, seguido del fragmento con 73 especies de 91 y la isla con 46 especies de 54. También en este contingente la isla se destacó con un 85%, por tener más especies con dispersión biótica que la selva y el fragmento (Figura 15).

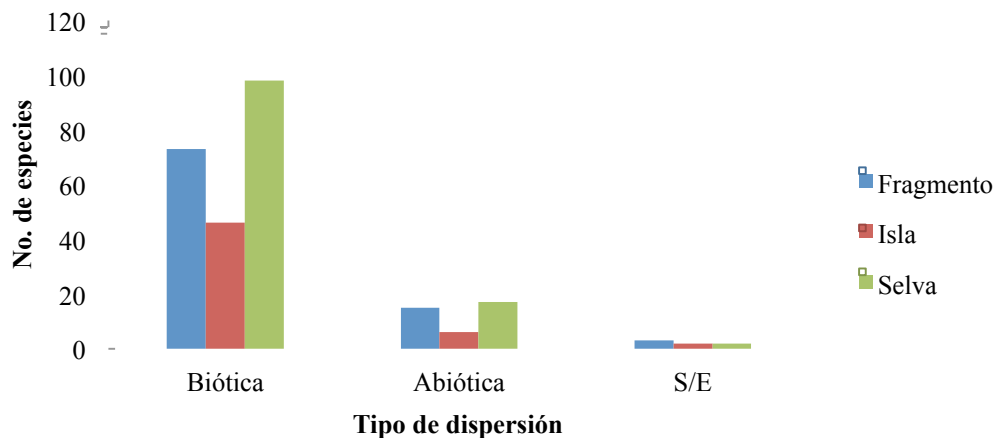


Figura 15. Tipo de dispersión de las especies de plantas en regeneración en los sitios de estudio (S/E= sin especificar).

En la categoría de plantas >1cm DAP, se encontró que hay diferencias significativas en el síndrome de dispersión (Cuadro 6) entre los tres sitios ($X^2=3.74$, $P=0.87$, g.l.=8), esto sugiere que al menos uno de los síndromes no está registrado en los sitios. Sin embargo el síndrome de zoocoria presenta el mayor número de especies en todos los sitios (Cuadro 9).

Cuadro 9. Número de especies de plantas >1cm DAP en cada uno de los sitios de estudio de acuerdo al síndrome de dispersión.

Síndrome de Dispersión	Sitios			
	Fragmento	Isla	Selva	Total
Anemocoria	11	10	19	40
Autocoria	1	0	1	2
Barocoria	4	3	3	10
Zoocoria	77	55	95	227
S/E	4	1	2	7
Total	97	69	120	286

También en la categoría en regeneración se encontraron diferencias significativas en el síndrome de dispersión (Cuadro 10) entre los tres sitios ($X^2=5.038$, $P=0.075$, g.l.=8), el análisis muestra que la menos uno de los síndromes no fue registrado en todos los sitios. La zoocoria también se destaca por su mayor número de especies en los tres sitios de estudio (Cuadro 10).

Cuadro 10. Número de especies de plantas en cada uno de los sitios de estudio de acuerdo al síndrome de dispersión para la categoría en regeneración.

Síndrome de Dispersión	Sitios			
	Fragmento	Isla	Selva	Total
Anemocoria	10	4	15	29
Autocoria	1	0	0	1
Barocoria	4	2	2	8
Zoocoria	73	46	98	217
S/E	3	2	2	7
Total	91	54	117	262

Para las plantas >1cm DAP, en relación al número de individuos se encontró que el síndrome de zoocoria es el mayor en los tres sitios de estudio, sin embargo, el número de individuos con este síndrome es mucho mayor en la isla que en la selva y el fragmento, para ambas categorías (Cuadro 11 y 12). Se encontraron diferencias significativas en el número de individuos en el síndrome de dispersión (Cuadro 11) entre los tres sitios ($X^2=111.06$, $P= 2.30529E-20$, g.l.=8).

Cuadro 11. Síndromes de dispersión en las plantas >1cm DAP en relación al número de individuos.

Síndrome de Dispersión	Sitios			
	Fragmento	Isla	Selva	Total
Anemocoria	11	47	143	201
Autocoria	4	0	0	4
Barocoria	9	7	17	33
Zoocoria	231	560	476	1267
S/E	4	2	4	10
Total	259	616	640	1515

En la categoría en regeneración se encontró que también hay un alto número de individuos con síndrome de zoocoria para los tres sitios de estudio, sin embargo el fragmento se destaca por tener más individuos que la isla y la selva, además de tener más individuos que el fragmento en la categoría >1 cm de DAP (Cuadro 12 y 11). También se encontraron diferencias significativas en el número de individuos en el síndrome de dispersión (Cuadro 12) entre los tres sitios ($X^2=31.32$, $P= 0.00012322$, g.l.=8).

Cuadro 12. Síndromes de dispersión en las plantas categoría en regeneración en relación al número de individuos.

Síndrome de Dispersión	Sitios			
	Fragmento	Isla	Selva	Total
Anemocoria	22	27	42	91
Autocoria	2	0	0	2
Barocoria	12	4	3	19
Zoocoria	327	286	295	908
S/E	15	2	3	20
Total	378	319	343	1040

En las plantas >1cm DAP se encontró que la especie con mayor número de individuos con dispersión zoocórica en la isla es *Protium copal* con 104 individuos, seguido del fragmento por *Rinorea hummelii* con 74 individuos y la selva *Eugenia acapulcensis* con 34 individuos (Figura 16). Todas estas especies también tienen los valores más altos de importancia.

Asimismo en la categoría en regeneración se encontró que la especie con mayor número de individuos con zoocórica en la isla es *Chamaedorea oblongata* con 48 individuos, seguido del fragmento por *Rinorea hummelii* con 32 individuos y la selva *Odontonema cuspidatum* con 13 individuos (Figura 17) y también tienen los valores más altos de importancia.

Finalmente se encontró en las plantas >1cm DAP, dentro de las especies zoocóricas hay 28 especies en el fragmento, 23 especies en la selva y 17 en la isla con síndrome de quiropterocoria. Mientras que en el contingente en regeneración la selva tiene 26 especies, el fragmento 16 especies y la isla 11 especies con síndrome de quiropterocoria. Por otro lado, los roedores son capaces de consumir todos los recursos vegetales encontrados en los tres sitios debido a su dieta omnívora, sin embargo de acuerdo a la literatura encontramos que dentro de las especies zoocóricas de los sitios hay 17 especies en el fragmento, 15 en la selva y 14 en la isla en las plantas > 1cm DAP. En la categoría en regeneración se encontró que la selva tiene 19 especies, seguido del fragmento con 11 y la isla 5 especies.

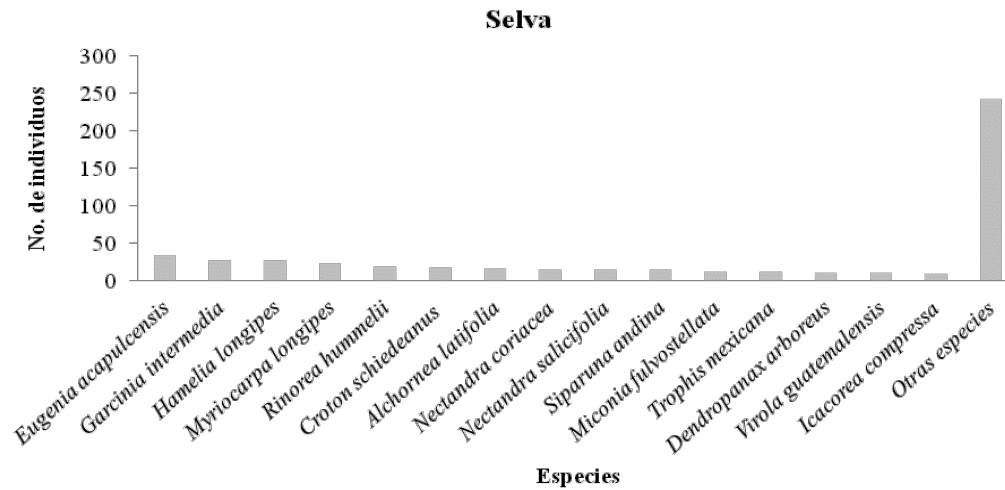
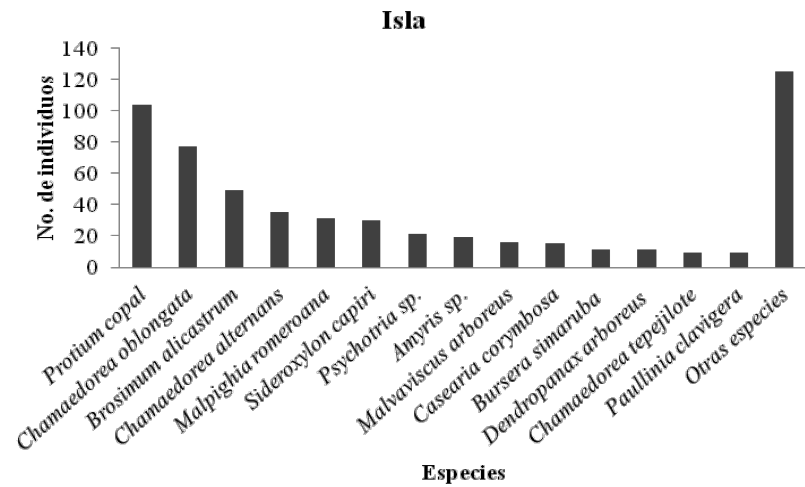
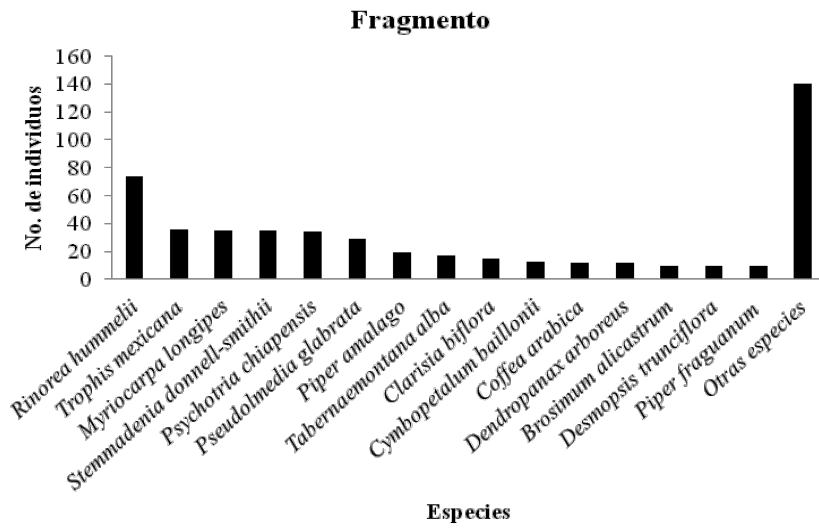


Figura 16. Especies zoocóricas con el mayor número de individuos para las plantas >1cm DAP.

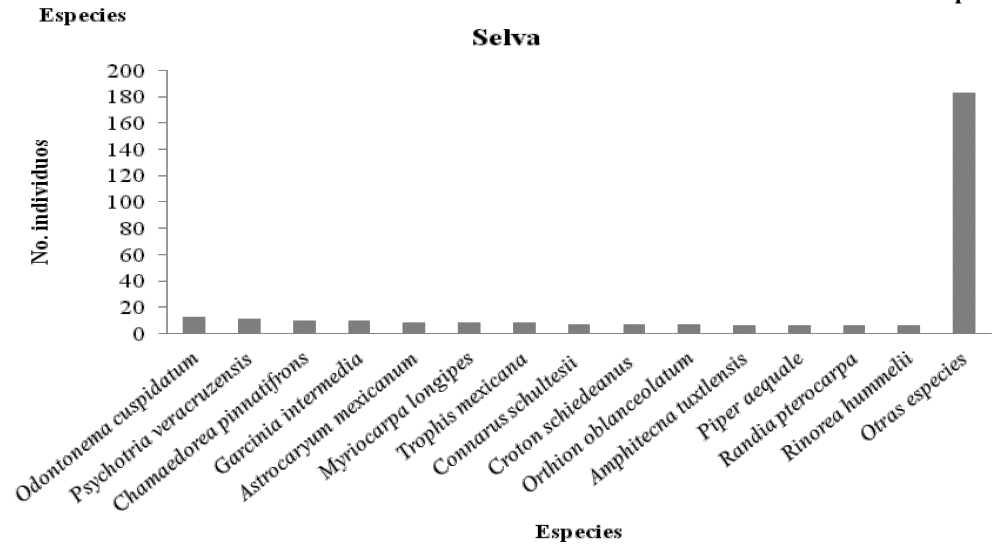
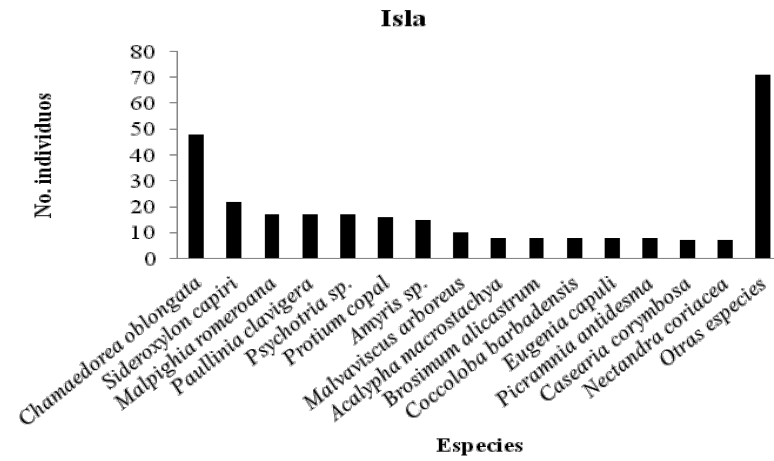
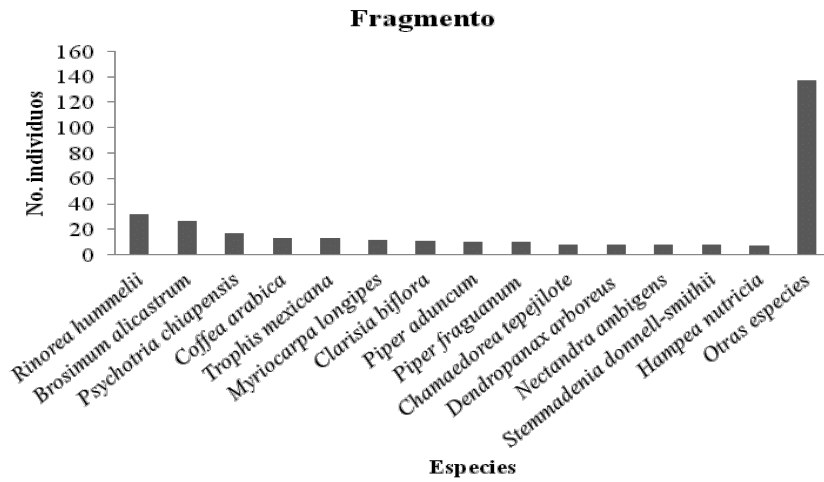


Figura 17. Especies zoocóricas con el mayor número de individuos en la categoría en regeneración.

6.2.3 Análisis de frutos y semillas consumidos y/o transportados por murciélagos

Del total de individuos capturados, los murciélagos frugívoros representaron el 92% (455 individuos), distribuidos en 13 especies y cuatro subfamilias (Phyllostominae, Sternodermatinae, Glossophaginae y Carrollinae) (Cuadro 13). *Artibeus jamaicensis* fue la especie más abundante, mientras que de *Uroderma bilobatum* y *Vampyressa thylene* sólo se capturó un individuo en la selva y el fragmento, respectivamente.

Cuadro 13. Murciélagos frugívoros y número de muestras fecales obtenidas de los murciélagos.

Especie	<i>n</i>	Abundancia Relativa	Muestras Fecales
Phyllostominae			
<i>Phyllostomus discolor</i>	8	1.86	5
Sternodermatinae			
<i>Artibeus jamaicensis</i>	224	52.6	38
<i>Platyrrhinus helleri</i>	2	0.46	1
<i>Sturnira hondurensis</i>	23	5.34	10
<i>Sturnira parvidens</i>	41	9.54	20
Glossophaginae			
<i>Glossophaga soricina</i>	54	12.5	13
Carrollinae			
<i>Carollia sowelli</i>	78	17.4	40
Total	430	100	127

Se obtuvieron 158 muestras fecales de los murciélagos frugívoros capturados, de las cuales 127 contenían semillas (Cuadro 13) y 31 fueron excretas líquidas. Al analizar las muestras fecales por sitio, se encontraron 80 muestras fecales en el fragmento, 41 en la selva y seis en la isla. No se obtuvieron excretas de *Artibeus lituratus*, *Artibeus phaeotis*, *Artibeus toltecus*, *Uroderma bilobatum*, *Vampyressa thylene* e *Hylonycteris underwoodi* debido a sus bajas capturas. Ni una de las muestras obtenidas coincidió con las especies vegetales con los valores más alto de importancia.

Las semillas encontradas pertenecieron a siete familias, 12 especies y una morfoespecie no identificada (Anexo 2). La familia Moraceae fue la mejor representada con cuatro especies (31%), seguida de la familia Piperaceae con tres especies (23%). El 46% de las muestras contiene a las familias representadas solamente por una especie. En el 8.6% de muestras se encontraron semillas de al menos dos especies diferentes (Cuadro 14) (Anexo 2).

Cuadro 14. Frecuencia de semillas de las especies vegetales y formas de vida presentes en las heces de los murciélagos.

Especies	Muestras de Excretas con Semillas	Forma de vida
Urticaceae		
<i>Cecropia obtusifolia</i>	50 (3*)	árbol
Malvaceae		
<i>Hampea nutricia</i>	1	árbol/arbusto
Piperaceae		
<i>Piper hispidum</i>	51 (4*)	árbol/arbusto
<i>Piper fraguanum</i>	4 (1*)	arbusto
<i>Peperomia deppeana</i>	7	Epífita
Solanaceae		
<i>Lycianthes geminiflora</i>	2 (1*)	hierba
Anacardiaceae		
<i>Spondias mombin</i>	1	árbol
Moraceae		
<i>Ficus americana</i>	5 (1*)	árbol
<i>Ficus cotinifolia</i>	1	árbol
<i>Ficus tuerckheimii</i>	(1*)	árbol
<i>Ficus pertusa</i>	1	árbol
Rubiaceae		
<i>Deppea</i>	3	arbusto
Morfoespecie		
Sp. 1	1	
Total General	127	

*Muestras que contenían dos especies vegetales diferentes

La especie más consumida fue *Piper hispidum* (40.89%), seguida de *Cecropia obtusifolia* (38.52%) y *Peperomia deppeana* (5.5%), especie que se encontró en el fragmento y que no fue encontrada en los muestreos de vegetación (Anexo 2). La importancia de cada murciélago

como dispersor fue medida a través del Índice de Dispersión (DII). Este índice mostró que *Artibeus jamaicensis* es el dispersor más importante con un DII de 1.57, seguido de *Carollia sowelli* con 0.54, *Sturnira parvidens* con 0.15 y *Glossophaga soricina* con 0.12 (Cuadro 15). Algunos frutos como los de *Spondias mombin*, *Ficus pertusa* y *P. hispidum*, se obtuvieron de las redes de niebla al ser transportados por los murciélagos. Estas especies se pudieron encontrar en los transectos y presentaron los valores de importancia más bajos en los tres sitios de estudio.

Cuadro 15. Especies de plantas dispersadas por murciélagos donde se muestra el porcentaje de abundancia de semillas en las muestras fecales ($n=127$) e índice de Dispersión (DII).

Especies	Especies Murciélagos							Total
	<i>P. discolor</i>	<i>A. jamaicensis</i>	<i>P. helleri</i>	<i>S. hondurensis</i>	<i>S. parvidens</i>	<i>G. soricina</i>	<i>C. sowelli</i>	
<i>Cecropia obtusifolia</i>	3.93 (F,S)	18.09 (I,F,S)	0.78 (S)	2.36 (F,S)	3.14 (F)	8.65 (F,I,S)	1.57 (F,S)	38.52
<i>Hampea nutricia</i>	-		-	-	-	-	0.78 (F)	0.78
<i>Piper hispidum</i>	-	3.14 (F)	-	4.7 (F, S)	10.23 (F,S)	1.57 (F)	21.25 (F,S)	40.89
<i>Piper fraguanum</i>	-	-	-		0.78 (F)	0.78 (S)	2.36 (F)	3.92
<i>Peperomia deppeana</i>	-	-	-	0.78 (F)	-	-	4.72 (F,S)	5.5
<i>Lycianthes geminiflora</i>	-	0.78 (S)	-	-	1.57 (F)	-	-	2.35
<i>Spondias mombin</i>	-	0.78 (F)	-	-	-	-	-	0.78
<i>Ficus americana</i>	-	3.93 (I, F, S)	-	-	-	0.78 (I)	-	4.71
<i>Ficus cotinifolia</i>	-	0.78 (I)	-	-	-	-	-	0.78
<i>Ficus tuerckheimii</i>	-	-	-	-	-	0.78 (S)	-	0.78
<i>Ficus pertusa</i>	-	0.78 (I)	-	-	-	-	-	0.78
<i>Deppea</i> sp.	-	2.36 (F,S)	-	-	-	-	-	2.36
Morfoespecie 1	-	-	-	-	-	-	0.78(F)	0.78
Total	3.93	30.64	0.78	7.87	15.74	10.23	31.49	100
Abundancia relativa murciélagos (%)	1.86	52.6	0.46	5.34	9.54	12.5	17.4	100
DII (0-10)	0.007	1.61	0.0003	0.042	0.15	0.147	0.54	

**F=Fragemento, I=Isla, S=Selva

El mayor número de semillas registradas en una muestra fecal fue de 3379, pertenecientes a la especie *Peperomia deppeana*, seguido por 2204 y 1498 de *Piper hispidum*. Ambas consumidas por *Carollia sowelli* y *Sturnira parvidens* respectivamente (Cuadro 16). Otra especie con mayor número de semillas fue *Cecropia obtusifolia* con 911 semillas consumida por *Artibeus jamaicensis*.

Cuadro 16. Número de semillas encontradas en las muestras de heces de murciélagos frugívoros. Los datos entre paréntesis indican el número de muestras fecales que contienen semillas.

Especies	Especies Murciélagos						
	<i>P. discolor</i>	<i>A. jamaicensis</i>	<i>P. helleri</i>	<i>S. hondurensis</i>	<i>S. parvidens</i>	<i>G. soricina</i>	<i>C. sowelli</i>
<i>Cecropia obtusifolia</i>	152 (5)	911 (23)	11 (1)	27 (3)	100 (4)	75 (11)	3 (2)
<i>Hampea nutricia</i>	-		-	-	-	-	45 (1)
<i>Piper hispidum</i>	-	321 (4)	-	356 (6)	1498 (13)	29 (2)	*2204 (27)
<i>Piper fraguanum</i>	-	-	-		30 (1)	1 (1)	205 (3)
<i>Peperomia deppeana</i>	-	-	-	513 (1)	-	-	3379 (6)
<i>Lycianthes geminiflora</i>	-	1	-	-	25 (2)	-	-
<i>Spondias mombin</i>	-	*(1)	-	-	-	-	-
<i>Ficus americana</i>	-	57 (5)	-	-	-	1 (1)	-
<i>Ficus cotinifolia</i>	-	10 (1)	-	-	-	-	-
<i>Ficus tuerckheimii</i>	-	-	-	-	-	13 (1)	-
<i>Ficus pertusa</i>	-	*(1)	-	-	-	-	-
<i>Deppea sp.</i>	-	6 (3)	-	-	-	-	-
Morfoespecie 1	-	-	-	-	-	-	10 (1)

* Especies encontradas en la red

6.2.4 Análisis del experimento de remoción de semillas

Se obtuvo que el número de total de semillas sin importar la especie usada no difiere entre los sitios y que ambos sitios presentan una alta remoción y depredación de semillas ($X^2=22.69$, $P<0.05$ g.l.=2) (Cuadro 17).

Cuadro 17. Total de semillas consumidas en el experimento de remoción.

# de días	Sitio			
	Fragmento	Selva	Isla	Total
1	178	179	0	357
2	77	28	0	105
3	74	41	0	115
Total	329	248	0	577

En los abazones de seis ejemplares de *Heteromys desmarestianus* se encontraron semillas transportadas de las siguientes especies: *Hampea nutricia* (2), *Bursera simaruba* (2) encontradas en el fragmento, mientras que *Smilax mollis* (1) y *Chamaedorea oblongata* (1) encontradas en la selva.

7. Discusión

7.1 Análisis de diversidad y composición de las especies de plantas, murciélagos y roedores

Los resultados mostraron diferencias en la composición, abundancia, riqueza y diversidad de la vegetación, murciélagos y roedores de la isla en comparación con el fragmento que tiene el mismo tiempo de regeneración y también con la selva continua. Los resultados muestran que el fragmento cuenta con aproximadamente 80% de la riqueza de especies de plantas que se encuentran en la selva continua para ambas categorías. Estos resultados se asemejan a lo reportado por Dirzo y colaboradores (2009) que mencionan que la riqueza de especies en acahuals viejos (> 50 años) es de aproximadamente el 85% de la riqueza de especies de la selva continua y destaca que la composición de especies es diferente entre ambas condiciones. En el caso de la isla aún teniendo 60 años de regeneración se encontró tan sólo cerca del 50 % de la riqueza de especies de la selva.

Debido a la gran variación que existe en los muestreos de vegetación en Los Tuxtlas, así como en las diferentes técnicas de muestreo e índices, pueden presentarse problemas al comparar la diversidad alfa entre estudios. Sin embargo en términos de diversidad, los resultados de los índices de Shannon-Wiener presentaron diferencias estadísticas significativas siempre que se compararon entre pares de sitios para ambas categorías. La selva fue el que obtuvo los mayores valores de diversidad (Shannon-Wiener), indicando una estructura con mayor equidad (relación entre riqueza y abundancia relativa de cada especie), además se encontró que la selva tiene más especies en la categoría > 1 cm de DAP que en la categoría en regeneración. El segundo sitio con mayor diversidad fue el fragmento mientras la isla fue el sitio menos diverso.

Los valores mostrados por la diversidad β mostraron una mayor similitud entre el fragmento y la selva, mientras que la isla y el fragmento mostraron baja similitud a pesar que ambos sitios tienen una regeneración de aproximadamente de 60 años, y esto se aprecia en ambas categorías de plantas. Se ha reportado que las comunidades vegetales en paisajes fragmentados como Los Tuxtlas, pueden someterse a una disminución (homogenización

florística) o aumento (diferenciación florística) en la diversidad β , en función de la configuración espacial y de las comunidades de plantas de la escala espacial examinada (Arroyo- Rodríguez *et al.*, 2013). Además las diferencias entre sitios en relación al tipo de perturbación, también pueden aumentar la diversidad β entre los sitios (Arroyo- Rodríguez *et al.*, 2013). Basándose en las características bióticas y abióticas de cada sitio, el contexto espacial que rodea, los rasgos de historia de vida de las especies que los habitan y la historia del uso del suelo, junto con muchos eventos estocásticos (Chazdon, 2008; Tabarelli *et al.*, 2008), pueden promover que los sitios de estudio exhiban una creciente diferenciación en la composición de especies (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013).

Los análisis realizados para los murciélagos mostraron que existe una diversidad más alta en el fragmento, seguido de la selva y la isla se presentó menor riqueza y abundancia. También se encontró que la mayor captura fue en el fragmento con 62.9% y la selva con 27.1%. Esto concuerda con lo reportado por Estrada y Coates-Estrada (2002), donde la mayor tasa de captura se observa en los fragmentos de selva (87%), seguidos por selva continua (76%). Estas diferencias en las tasas de captura puede estar está influenciada por la disponibilidad de recursos (Dumont, 2005), encontrándose mayor número de especies zoocoras en la selva y el fragmento con respecto a la isla.

Las altas tasas de captura en el fragmento y en la selva, son posiblemente una combinación de varios factores, entre ellos, mayor diversidad y abundancia de recursos alimenticios, más oportunidades de sitios de percha, como cavidades en los árboles más viejos y más grandes, que han sido considerados como factores importantes en otros sitios (Kunz y Lumsden, 2003); así como una mayor disponibilidad de especies de plantas para la construcción de refugios temporales (Rodríguez-Herrera *et al.*, 2007).

Aunque la isla Agaltepec tenga una regeneración de 60 años, se encuentre cercana a tierra firme (400 m), cuente con una gran variedad de especies zoocoras como recurso alimenticios y ofrezca sitios de percha y refugios temporales, son pocas las especies que están usando este sitio como hábitat. Sin embargo, se ha reportado que los murciélagos pueden residir en hábitats aislados y la cercanía de fragmentos u otros tipos de hábitat

puede resultar en visitas continuas a estos sitios para garantizar recursos o utilizarlos de paso para llegar a otros hábitats. En este caso, incluso si un fragmento aislado es pequeño o pobre en calidad pueden ser un recurso valioso para los murciélagos (Estrada y Coates-Estrada, 1993a; Law *et al.*, 1999; Estrada y Coates, 2002), ya que cuando forman parte de un mosaico junto con otros tipos de vegetación, parecen ser complementarias, debido a que cada uno ofrece diferentes recursos (Castro-Luna *et al.*, 2007).

La Familia Phyllostomidae fue la mejor representada con 14 especies, el 70% de las especies capturadas. En otros estudios esta familia se encontró con una riqueza de hasta 27 especies y pueden representar hasta el 98% de todos los murciélagos (Vleut *et al.*, 2012). En otro estudio hecho en Yucatán, esta familia también fue la mejor representada, con una riqueza de 17 especies, el 95% de las capturas (MacSwiney *et al.*, 2007). La importancia de la familia Phyllostomidae radica en que presenta una amplia gama de tendencias alimenticias lo que le confiere una alta diversidad ecológica, la cual hace de ellos prometedores indicadores del estado de alteración del hábitat principalmente por actividades humanas (Fenton *et al.*, 1992). Además que hay un efecto biogeográfico, ya que la zona tienen una afinidad neotropical, región en la cual la familia Phyllostomidae es dominante en riqueza de especies (Torres-Morales *et al.*, 2010).

De esta familia, los murciélagos frugívoros fueron los más abundantes, al parecer son los menos afectados por el disturbio en nuestra zona de estudio. Al respecto, Kalko y Handley (2001) aseguran que los filostómidos frugívoros son los más dominantes en términos de especies, esto puede ser el resultado de su capacidad para moverse a través de los espacios abiertos y a través de diferentes tipos de vegetación para aprovechar las oportunidades presentes en paisajes tanto conservados como modificados por el hombre (Law *et al.*, 1999).

En relación a las especies se encontró que *Artibeus jamaicensis* fue la especie más dominante y abundante en las capturas en los tres sitios. Angulo *et al.* (2005) afirmaron que los murciélagos Phyllostómidos de alas grandes, como *Artibeus* spp. son más frecuentes en espacios despejados, lo cual podría explicar la mayor presencia de *A. jamaicensis* en la isla, en comparación con lo encontrado a 400 m en tierra firme. En un estudio hecho en Barro

Colorado, Panamá se observó que la captura de murciélagos en cada isla se caracterizó por la escasez de los frugívoros del sotobosque y el predominio de la frugívoros de dosel (Cosson *et al.*, 1999), lo cual concuerda con nuestros resultados, ya que la mayoría de las capturas en la isla fueron de *A. jamaicensis*, en segundo lugar *G. soricina*. Estas especies son voladores rápidos y se han reportado en o por encima del dosel además que son capaces de atravesar espacios abiertos (Brosset *et al.*, 1996). En nuestro estudio, las especies de murciélagos caracterizadas por un cuerpo grande, gran abundancia en el bosque natural y hábitos de forrajeo en el dosel, parecen ser menos sensibles a la fragmentación que otros (Cosson *et al.*, 1999). Por lado, no es raro que el frugívoro generalista del dosel, *A. jamaicensis*, que combina estas tres características, se convirtiera en la especie más abundante en la isla.

La abundancia de *A. jamaicensis* también se citó en otras comunidades, como en la estación Biológica en Chajul, Chiapas, México (Medellín, 1993); Barro Colorado, Panamá (Kalko *et al.*, 1996); Yaxhá, Guatemala (Lou y Yurrita, 2005) y Yucatán (MacSwiney *et al.*, 2007). Esta especie puede vivir en una gran variedad de comunidades vegetales como las selvas bajas caducifolias, los bosques de niebla, sabanas y selvas altas perennifolias, entre otras (Fenton *et al.*, 1992). Además, es considerada un componente fundamental en el establecimiento de especies vegetales pioneras en zonas de disturbio (Flores-Martínez *et al.*, 2000) y puede volar hasta 10 km desde los sitios de percha a los sitios de alimentación (Fenton *et al.*, 1992). Esta especie puede incluir varios fragmentos en el paisaje de vegetación en la búsqueda de recursos alimenticios (Estrada *et al.*, 1993; Schulze *et al.*, 2000).

Carollia sowelli también es de las especies más abundantes en estudios hechos en Los Tuxtlas, donde se han registrado de 754-801 individuos (Estrada y Coates-Estrada, 2001; Estrada y Coates-Estrada, 2002). Esta especie fue la segunda más abundante del fragmento, esto puede deberse a la presencia de especies vegetales de los géneros *Piper* y *Solanum*, que usualmente se encuentran en los bordes y en el interior de fragmentos de selva; así como en bordes y áreas más abiertas que benefician a esta especie (Fleming, 1988). Estos géneros de plantas antes mencionados fueron elementos comunes en la caracterización de vegetación de este estudio para ambas categorías (Anexo 1).

Glossophaga soricina fue la segunda especie más abundante en la isla. Se ha observado que esta especie presenta las mayores tasas de captura en islas, corroborando que es capaz de aclimatarse bien a hábitats alterados y fragmentados o aislados (Estrada y Coates-Estrada, 2002; Clarke *et al.*, 2005; Willig *et al.*, 2007; Meyer y Kalko, 2008). *G. soricina* muestra requerimientos generalizados de hábitat, amplitud de vuelo, y es capaz de utilizar variados recursos potenciales de alimento entre los diferentes hábitats del paisaje (Estrada y Coates-Estrada, 2001; Estrada y Coates-Estrada, 2002; Fleming, 1986; Brosset *et al.*, 1996); lo cual explica su presencia en la isla.

Para los roedores, la información recabada proporcionó datos sobre el panorama general de la abundancia y diversidad de estas especies en diferentes hábitats. Se corroboró que los roedores tuvieron una mayor riqueza en el fragmento (4 especies) y la selva (2 especies) aunque nuestros resultados de valores de importancia muestran que ambos sitios son parecidos en composición vegetal. Esto también se ha observado en otros tipos de vegetación en la selva baja caducifolia espinosa al noroeste de Yucatán, donde la mayor diversidad se presenta en acahuales, con respecto a los sitios conservados (Cimé-Pool *et al.*, 2010). En la isla Agaltepec no se encontró ningún roedor.

Como se manifiesta generalmente en mamíferos, la riqueza y abundancia se debe al incremento de la heterogeneidad espacial y las características de la vegetación (Riojas-López, 2006; Vera y Conde y Rocha, 2006). En una selva brasileña se registró algo similar. La diversidad de pequeños mamíferos fue comparativamente más baja en la selva conservada, mientras que los valores altos de abundancia, riqueza y diversidad se observaron en los sitios de selva con niveles de perturbación intermedia (Vera-Conde y Rocha, 2006).

La isla Agaltepec también cuenta con recursos disponibles para los pequeños mamíferos, sin embargo no se encontró ningún tipo de roedor. Tampoco existe evidencia previa que respalde que la isla haya estado ocupada anteriormente por roedores, esto puede deberse a su historia natural o geomorfológica. Aunque la isla Agaltepec es una reserva de conservación de flora y fauna usualmente es visitada por pescadores y no existe evidencia que haya sido ocupada por roedores invasores como *Mus musculus* o *Rattus rattus* que

hayan llegado a través de las lanchas, como sí se ha observado en otras islas como en los Galápagos (Harper y Carrión, 2011).

Para el caso de los roedores, las especies más abundantes fueron *Peromyscus mexicanus* y *Heteromys desmarestianus*. En otros trabajos se observó que *H. desmarestianus* y otra especie de *Peromyscus zarhynchus* son menos generalistas y se asocian a un mayor grado de complejidad de la vegetación. Por otra parte, su nutrición está fuertemente ligada a los recursos de los bosques (Horváth y Navarrete-Gutiérrez, 1997; Martínez-Gallardo y Sánchez-Cordero, 1993; Horváth *et al.*, 2001). Estos atributos podrían corresponder a las altas abundancias de *Peromyscus mexicanus* y *Heteromys desmarestianus* en los sitios de estudio, donde se puede encontrar muchas plantas como recurso alimenticios así como una gran cantidad de de refugios y pequeñas cuevas entre piedras en el suelo.

Es recomendable determinar con precisión las diferencias estacionales en el número de especies en todos los sitios tanto de roedores como de murciélagos; ya que pueden encontrarse diferencias entre las capturas registradas entre las estaciones. Por ejemplo, entre el inicio y el final de la temporada seca; y entre el inicio y el final de la temporada lluviosa. Para el caso de los roedores probablemente las estrategias específicas utilizadas por los roedores pueden optimizar el consumo de alimentos, de acuerdo a su distribución estacional y abundancia (Cruz *et al.*, 2010). Debido al pequeño tamaño de las muestras aquí reportadas en los roedores, se sugiere aumentar el esfuerzo de captura con un mayor número de días en campo.

Se ha sugerido que la separación de los fragmentos de vegetación y la distancia de aislamiento puede afectar diferencialmente los distintos taxones tanto de plantas como animales, lo que influye en la diversidad de especies y la abundancia en hábitats fragmentados o aislados (Bierregaard *et al.*, 1992; Gascon *et al.*, 1999). Esto explicaría el bajo número de especies vegetales y murciélagos encontrados en la isla así como la ausencia de roedores.

7.2 Valores de importancia y Síndromes de dispersión

En relación a los valores de importancia (V.I) las especies por categoría (> 1 cm de DAP y regeneración) se encontró que se registraron especies con bajo valor para el fragmento y la selva (Figuras 5, 6, 8, 9). Sin embargo, una característica que tienen en común ambos sitios es que hay numerosas especies con elevadas abundancias y áreas basales, pero baja frecuencia en la categoría > 1 cm de DAP. Las especies que se destacan son propias de ambientes conservados, mientras en la categoría en regeneración la selva se destaca por tener especies con elevada frecuencia y el fragmento por tener especies con la misma frecuencia y abundancia.

Por otra parte, la isla responde diferente a los valores de importancia, destacándose en la categoría > 1 cm de DAP por la presencia de *Protium copal* con un elevado V.I en el área basal y su abundancia mientras que en la categoría en regeneración ocupa el tercer lugar teniendo casi el mismo porcentaje de frecuencia y abundancia. Los V.I mostraron que en la selva y el fragmento en ambas categorías, *Protium copal* no es dominante o abundante en ellas, a pesar de ser un elemento de las selvas de esta región. Algunos autores han considerado que su alta dominancia en la Isla de Agaltepec resulta ser rara, y se sugiere que su alta abundancia depende de la acción humana (Velázquez-Rosas y López Acosta, 2010) y que fue favorecido históricamente por su uso ritual por culturas prehispánicas que ocuparon la isla (Montúfar-López, 2007).

Sin embargo esta abundancia de *Protium* en islas también se ha registrado en otros estudios como los realizados en islas como en el lago Gatun y Barro Colorado en Panamá, donde se ha observado que el viento influye en el microclima de estas islas, lo que favorece la dispersión de las plántulas, como es en la especie de *Protium panamense* caracterizada por una semilla grande (Leigh *et al.*, 1993). Se ha sugerido que esto es un mecanismo alternativo (Terborgh, 1992) ya que a medida que los mamíferos de tamaño mediano están ausentes de las pequeñas islas, las especies de árboles de semillas grandes pueden escapar a la depredación y posteriormente son capaces de competir con otras especies (Asquith *et al.*, 1997). También se ha observado en estas mismas islas, que en condiciones adversas como la época seca, *Protium* puede tener una baja herbivoría en especial en los nuevos brotes (Arnold y Asquith, 2002).

Otro factor que puede estar determinando la dominancia de *P. copal* en la isla es la presencia *Alouatta palliata* y su forrajeo ya que es capaz de adaptar su dieta a las especies vegetales disponibles en un hábitat (Cristobal-Azkarate y Arroyo-Rodríguez, 2007), esta especie consume las hojas y posteriormente caen al suelo un gran número de semillas (Obs. Pers. Tzab-Hernández) y dado que en la isla Agaltepec hay una escasez de depredadores y dispersores como los roedores, estos factores podrían favorecer más su crecimiento y la alta abundancia observada.

Los resultados encontrados en los valores de importancia para las especies vegetales para el fragmento y la selva, muestran que ambos sitios estudiados tienen árboles con grandes áreas basales y grandes alturas, siendo que algunos de estos árboles podrían servir como sitios de descanso y favorecen la presencia de aves, murciélagos y otros grupos de mamíferos. Cabe resaltar que la variación temporal y espacial de la distribución de alimentos dentro de los paisajes, y las diferentes necesidades de energía entre las especies de fauna, pueden influir en la forma en que perciben y utilizan los parches de hábitat y afectan a los patrones de abundancia a nivel de especies (Pinto y Keitt, 2008; Klingbeil y Willig, 2009).

En relación a los tipos de dispersión se encontró que en ambas categorías para los tres sitios hay una alta dominancia de especies de plantas con dispersión biótica, siendo el mayor número de especies encontrado en la selva, seguido del fragmento y la isla. Aunque a la isla pesar de la baja riqueza de especies en este sitio para ambas categorías al menos el 80% de las tienen una dispersión biótica en la categoría > 1cm de DAP y 85% en la categoría en regeneración.

En los síndromes de dispersión, se encontró que para ambas categorías existe una alta dominancia de dispersión por zoocoria principalmente por aves (56 % para la categoría > 1cm de DAP y 52 % categoría en regeneración), y un gran número de especies zoocóricas entre los sitios, como previamente ha sido reportado en la zona de estudio (Martínez-Garza y González Montagut, 1999). Cabe resaltar que los tres sitios presentan un bajo número de especies disponibles para murciélagos y roedores para ambas categorías.

Dichas autoras encontraron que la mayoría de las especies de la selva tropical son dispersadas por animales principalmente aves y murciélagos (71.1% en pastos y 88.4% en los bosques), seguidas de las especies dispersadas por el viento y la gravedad, además sugieren que el número de especies y semillas que llegan a los pastos se relaciona principalmente con la distancia próxima de la vegetación de los bosques habiendo más especies y semillas en ellos.

Además de la gran riqueza de especies zoocóricas también hay un elevado número de individuos zoocóricos para la categoría > 1 cm de DAP encontrándose que la isla se destacó con el más elevado número de individuos (560), seguido de la selva (476) y el fragmento (231). Sin embargo, en la categoría en regeneración los resultados son diferentes dado que el número de individuos por sitios es más bajo y se destaca primero el fragmento, seguido de la selva y por último, la isla, sin embargo estas especies son un potencial recurso alimenticios disponible para la fauna de los sitios. Esto podría deberse a que en el fragmento y la selva hay más especies animales que ayudan a la dispersión y regeneración natural de los sitios en comparación con la isla donde se encontró baja diversidad de murciélagos y ningún roedor.

Estas plantas zoocoras son llamativas para varias especies animales, en especial, las aves y los murciélagos, principales dispersores de semillas (Medellín y Gaona, 1999), y quienes encuentran en ellas alimentación, descanso y/o protección. La atracción de los frugívoros voladores, tan abundantes en este paisaje, determina en buena medida la cantidad y la calidad de los frutos y semillas que se intercambian entre las selvas, fragmentos y remanentes de la vegetación natural. Las diversas especies de plantas tienen características que diferencian su capacidad para atraer a las especies de frugívoros, quienes favorecen su dispersión (Bejarano-Castillo y Guevara, 2008).

7.3 Análisis de de frutos y semillas consumidos y/o transportados por murciélagos y análisis del experimento de remoción de semillas

Se corroboró la pregunta de investigación planteada de este estudio en la que se planteó que existe una menor dispersión de semillas en la isla, ya que hay una menor disponibilidad de recursos zoocóricos que hace a este sitio menos atractivos para los murciélagos y hubo mayor dispersión en el fragmento, seguido de la selva continua.

Los murciélagos consumen una gran variedad de especies de plantas de diferentes formas de vida, incluyendo epífitas, lianas, arbustos y árboles (Galindo-González *et al.*, 2000; Olea-Wagner, 2007). En los sitios de estudio, se encontraron 12 especies y una morfoespecie en las excretas de los murciélagos. De acuerdo con estudios anteriores en México (Olea-Wagner *et al.*, 2007; Goncalves da Silva *et al.*, 2008; Brito *et al.*, 2010; García-Morales *et al.*, 2012), encontramos que el mayor porcentaje de semillas que se registraron en excretas de murciélagos provenían de las familias Moraceae y Piperaceae. Sin embargo, los muestreos de vegetación mostraron que las familias vegetales con mayor número de especies fueron Fabaceae, seguido de Rubiaceae y Moraceae para ambas categorías.

En general, la mayoría de las frutas y semillas consumidas por murciélagos encontradas en este estudio cuentan con el clásico síndrome de quiropterocoria, caracterizado por la coloración opaca (verde o amarillo), olor fuerte, la exposición fuera del follaje, lo que ayudan a los murciélagos a detectarlas y evaluarlas mediante el olfato y la ecolocalización (Korine y Kalko, 2005; García-Estrada *et al.*, 2012). Sin embargo, se encontró el consumo de *Hampea nutricia* por *C. sowelli* en el fragmento, una especie vegetal mayormente consumida por aves (Guevara *et al.*, 1994). Otra especie encontrada en el fragmento que se destacó por su bajo número de muestras pero elevado número de semillas fue *Peperomia deppeana* también consumida por *C. sowelli*. Lobova *et al.* (2009) han reportado el género *Peperomia* consumido por murciélagos. En el caso de la isla se destacó por diferentes muestras de *Ficus* aunque contenían un bajo número de semillas.

Cabe resaltar que la dieta de los murciélagos frugívoros puede estar altamente correlacionada con la disponibilidad de los recursos (Loayza *et al.*, 2014). Se sugiere que las especies grandes de murciélagos frugívoros, como las del género *Artibeus*, tienen áreas de distribución de gran tamaño (Costa *et al.*, 2006; Trevelin *et al.*, 2013) y suelen tener preferencias de alimentación por especies de plantas que producen abundantes cosechas de frutas en períodos de tiempo cortos (particularmente el género *Ficus*), lo que ocurre generalmente en bajas densidades en grandes áreas (Passos *et al.*, 2003; Trevelin *et al.*, 2013). Sin embargo, los valores de importancia para el género *Ficus* en ambas categorías muestran que es de los más bajos en abundancia y frecuencia, y aunque se colectaron varias especies de este género, el número de semillas también fue muy bajo. Esto revela que al menos en los sitios no es un recurso principal para los murciélagos frugívoros, en especial para *A. jamaicensis*.

La selva continua ocupó el segundo sitio en cuanto al número de excretas colectadas, aunque presenta el mayor número de especies zoocóricas. Por otro lado, el mayor número de muestras de excretas se registró en el fragmento, pero ocupó el segundo lugar en el número de especies zoocóricas registradas en los muestreos de vegetación. La isla presentó el número más bajo de muestras y también presenta un bajo número de especies zoocóricas. Se reportado, que los murciélagos filostómidos no muestran diferencias en sus abundancias entre los bosques bien conservados y los sitios con vegetación secundaria, ya sea joven o madura. Esto indica que son muy tolerantes con el uso humano de la tierra así como fragmentos y pueden recolonizar fácilmente sitios alterados a través de la dispersión, una vez que la estructura de los bosques esté al menos, parcialmente recuperada (Ávila-Cabadilla *et al.*, 2009; García-Morales *et al.*, 2013), como es el caso de la isla Agaltepec. Debido a su gran capacidad de vuelo sobre el agua, los murciélagos frugívoros pueden utilizar probablemente la isla Agaltepec como lugar de alimentación y/o lugar de descanso temporal, como ocurren con estos murciélagos en las islas de Barro Colorado en Panamá (Cosson *et al.*, 1999), ya que cuenta con recursos alimenticios como varias especies del género *Ficus*, otras como *Brosimum alicastrum* y especies que se encuentran en la categoría en regeneración como *Piper*. Sin embargo, debido al bajo número de muestras de excretas recolectadas, la calidad ecológica de la isla puede ser no tan atractiva para los murciélagos

frugívoros; en comparación con los fragmentos grandes de bosque o del mismo tamaño del bosque natural, debido a una menor disponibilidad de recursos (Cosson *et al.*, 1999).

Artibeus jamaicensis fue el mejor dispersor en este estudio con un DII=1.61. Es considerado una especie frugívora de dosel (Cosson *et al.*, 1999) y se ha sugerido que su dieta consiste principalmente de higos (Morrison, 1978). Handley *et al.* (1991) lo consideraron más generalista en su dieta, mientras que Galindo-González (2004) lo considera como adaptable, que tolera la transformación del ambiente y se beneficia con la fragmentación. En este trabajo la dieta de *A. jamaicensis* constó de ocho especies de plantas de los géneros *Cecropia*, *Piper* y *Ficus*, de las 13 registradas en la dieta de los murciélagos frugívoros en los sitios de estudio (Cuadro 8). *Artibeus jamaicensis* tiene una gran plasticidad en su comportamiento de forrajeo, que le permite utilizar una gran variedad de tipos de vegetación y una movilidad alta; por lo que es poco vulnerable a la perturbación del hábitat (Clarke *et al.*, 2005) y un importante dispersor de semillas, tanto en selvas continuas como en ambientes fragmentados (Bolívar-Cimé, 2014), esto se puede observar en sus altas abundancias encontradas en los tres sitios.

La segunda especie que mostró dispersión importante fue *Carollia perspicillata* un pequeño frugívoro cuya preferencia de alimentación se concentra en especies de plantas con cultivos de frutos de baja densidad cada noche, pero elevada predictibilidad espacio-temporal (Thies y Kalko, 2004; Trevelin *et al.*, 2013). Esta especie suele presentar áreas de distribución restringidas a causa de la constante búsqueda de alimento; por lo que que reducen al mínimo los costos energéticos de los desplazamientos y de forrajeo (Henry *et al.*, 2007; Bonaccorso *et al.*, 2007; Trevelin *et al.*, 2013). Los resultados mostraron mayor consumo de la familia Piperaceae por esta especie de murciélago y varias especies de esta familia fueron encontradas dentro de los transectos en especial en la categoría en regeneración, incluso fue la familia con mayor número de especies encontradas en los transectos pero presentó bajos valores de importancia (Anexo 1).

Especies pequeñas de murciélagos como *Glossophaga soricina*, *Carollia sowelli* y *Sturnira* spp., consumen y dispersan la mayor proporción de especies pioneras, mientras que *Artibeus* spp. suelen alimentarse de especies persistentes (*e. g.* *Ficus*, *Cymbopetalum*

baillonii, *Dendropanax arboreus*, *Pouteria sapota*, *Rinorea guatemalensis* y la palma *Astrocaryum mexicanum* encontradas en los transectos de selva y fragmento) lo que favorece el establecimiento de especies arbóreas en las etapas sucesionales avanzadas (García-Morales *et al.*, 2012).

La preferencia del alimento entre especies de murciélagos, ecológica y morfológicamente similares, constantemente se relaciona con la especialización en el consumo. Una evidencia de ello es la coexistencia en el hábitat de *Carollia* spp. y *Sturnira* spp., pues las primeras tienden a especializarse en el consumo de los frutos de *Piper* y las segundas en frutos de *Solanum* que son especies vegetales de etapas tempranas (Estrada-Villegas *et al.*, 2007). En el presente trabajo observamos que *S. hondurensis* y *S. parvidens* consumían y trasladaban especies del género *Piper*. Los frutos de *Solanum* y *Piper* se consideran un alimento básico para las especies de *Sturnira* (Geiselman *et al.*, 2002; Lobova y Mori, 2004).

Por especie vegetal, se encontró que la mayor consumida fue *P. hispidum*, un arbusto que se desarrolla a nivel del subdosel en zonas perturbadas, como claros dentro de selvas y acahuales. Es una especie pionera que se establece y perdura en tiempos posteriores de regeneración. Existen registros de que se encuentra disponible en los acahuales durante todo el año (Huerta, 2003). La alta prevalencia de *P. hispidum* en la dieta de *C. sowellii*, *S. parvidens* y *S. hondurensis* se ha relacionado con una alta prevalencia de dichas especies de plantas en el hábitat circundante (Gaona, 1997).

Los resultados muestran que todas las especies de murciélagos encontradas con semillas consumieron *Cecropia obtusifolia*, la segunda morfoespecie más consumida (Cuadro 9). En *A. jamaicensis* se encontró el mayor número de semillas de esta planta, mostrando una alta preferencia alimenticia. Diversos estudios demostraron la importancia de *Cecropia* como especialista en colonizar claros y favorecer a la regeneración natural en zonas perturbadas (Medellín y Gaona, 1999; Lobova *et al.*, 2003). En todo el Neotrópico los murciélagos dispersan varias especies del género *Cecropia*. Existen 32 especies de 12 géneros de murciélagos que se han registrado en la literatura como consumidores de las infrutescencias de *Cecropia*; nueve de las cuales pertenecen a *Artibeus*. Por lo tanto, tal género parece ser

especialmente importante en la dispersión de *Cecropia* (Lobova *et al.*, 2003). Cabe resaltar que *C. obtusifolia* fue colectado en la isla con pocas muestras pero elevados número de semillas sin embargo no se encontró esta especie en ningún transecto, esto sugiere que los murciélagos están trasladando semillas entre los diferentes tipos de vegetación circundante.

Por otro lado, aunque se registró un bajo número de semillas de *Ficus* por especie, varias fueron consumidas por *A. jamaicensis*. Las especies del género *Ficus* utilizan una estrategia diferente. Con cada árbol individual, agrupan su producción de frutos en tiempo y espacio, promoviendo la dispersión de semillas por un gran número de especies frugívoras, no sólo por murciélagos (Shanahan *et al.*, 2001). Se documentó que los árboles de *Ficus* producen cientos o miles de frutos en un tiempo limitado y que están distribuidos irregularmente dentro del bosque. Algunas especies de *Ficus* producen frutos asincrónicos durante todo el año (Milton, 1991), lo que proporciona un suministro de frutos temporalmente y localmente abundante, pero muy disperso (García-Estrada *et al.*, 2012). Aunque puede ser una fuente importante de alimento para la comunidad local de murciélagos frugívoros, *Ficus* no está dominando en su dieta, lo cual coincide con otro estudio hecho en Chajul, Chiapas (Goncalves *et al.*, 2008).

Cabe resaltar que se encontró un gran número de especies zoocoras entre sitios en ambas categorías, aunque la dispersión de semillas de los murciélagos capturados en el fragmento y la selva fue mayor que la de los murciélagos capturados en la isla. Esto puede ser el resultado de la gran heterogeneidad del paisaje que rodea al fragmento y la selva que es característico de la vegetación de Los Tuxtlas, como resultado de los diferentes tipos de uso del suelo (bosques, vegetación secundaria, agroecosistemas, etc.) y otros elementos del paisaje, tales como cercas vivas y árboles aislados, mientras que la isla es un espacio muy despejado. Estos tipos de cobertura del suelo se complementan entre sí (Dunning *et al.*, 1992; Bolívar-Cimé, 2014) y satisfacen las necesidades de alimentación de los murciélagos frugívoros en la región.

Finalmente los murciélagos frugívoros tienen un gran vagilidad y flexibilidad en sus estrategias de forrajeo, por lo que pueden estar trasladando semillas entre los sitios y otros tipos de vegetación. Esta vagilidad y flexibilidad les permite cubrir grandes distancias en

busca de alimento, haciendo uso de las diferentes formas de vida de las plantas que se encuentran en los diferentes elementos del paisaje para complementar su dieta (Estrada *et al.*, 1993; Galindo-González y Sosa, 2003; Bolívar-Cimé, 2014). Por lo tanto, los murciélagos pueden visitar hábitats en diferentes etapas de regeneración en el transcurso de una noche con el fin de satisfacer sus necesidades de forrajeo (Bolívar-Cimé, 2014). Estos murciélagos favorecen el intercambio de semillas de las especies que persisten entre hábitats perturbados y viceversa; además, crean conexiones entre los paisajes fragmentados y continuos mediante la dispersión de semillas (Medellín y Gaona, 1999; López y Vaughan, 2004).

En el caso de los roedores, a pesar de la corta duración del experimento, se encontró la misma remoción en la selva continua y el fragmento. Estos resultados sugieren que son necesarios periodos más largos de muestreo, un mayor número de especies de plantas y uso de diferentes tamaños de semillas para poder determinar si hay diferencias entre sitios (Sánchez-Cordero y Martínez-Gallardo (1998; Andresen *et al.* 2005).

Martínez-Sánchez (2004) menciona que la depredación y la remoción de semillas aparentemente no son diferentes entre el fragmento y la selva continua. Esta situación indica que el tamaño de las poblaciones de pequeños roedores consumidoras de dichas semillas, probablemente es similar en ambos hábitats, lo cual concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo. Nuestros resultados de vegetación muestran que el número de especies zoocóricas varía entre ambos sitios; pero en composición son similares de acuerdo a los valores de importancia en ambas categorías del fragmento y selva.

Densidades elevadas de pequeños roedores y la falta de algunos mamíferos de cuerpo mediano a grande (defaunación) originan comunidades de vertebrados que pueden producir efectos sobre el reclutamiento de las plantas (Pinto *et al.*, 2009). La defaunación da como resultado que los pequeños roedores que habitan en los bosques sean uno de los mamíferos importantes en la depredación y remoción de frutas y semillas en la selva de Los Tuxtlas (Dirzo *et al.*, 2007).

Es probable que *Heteromys desmarestianus* actúe como uno de los depredadores y removedores de semillas de las especies de árboles y palmas, ya que de sus abazones se recolectaron varios tipos de semillas como *Hampea nutricia*, *Bursera simaruba*, *Smilax mollis* y *Chamaedorea oblongata*, todas estas especies encontradas en los transectos de vegetación. En Los Tuxtlas, *Heteromys desmarestianus* tiene la mayor densidad poblacional, es considerado como hiperabundante (Sánchez-Cordero 1993, Sánchez-Cordero y Fleming, 1993, Dirzo y Mendoza, 2007). Por otro lado, existe gran cantidad de evidencia empírica que apoya la idea de que la búsqueda de alimentos por los roedores se centrará en los puntos de altos recursos (Pinto *et al.*, 2009).

La depredación de semillas conduce a una reducción en la densidad de semillas, que puede limitar el reclutamiento de las plantas y su abundancia (Orrock *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2011; Bricker y Maron, 2012), ya que no se sabe si las semillas del experimento fueron postdispersadas o degradadas, algunos autores sugieren que la destrucción casi total de una semilla, en algunas especies, pueden resultar en una dispersión efectiva. Por ejemplo, en un estudio realizado con *Myrcianthes coquimbensis*, una planta en peligro de extinción, se demostró que los roedores son dispersores eficaces de sus semillas, incluso después de haber destruido parcialmente las semillas, los roedores transportan efectivamente los embriones a sitios adecuados y favorecen su germinación (Loayza *et al.*, 2014). La depredación que realizan los roedores granívoros está lejos de afectar a las especies de plantas que consumen, ya que cuando la densidad de las semillas disminuye, pueden consumir semillas de otras especies de plantas que estén disponibles, hasta que la producción de las especies que prefieren se recupere (Curran y Leighton, 2000).

8. Conclusiones

La isla Agaltepec ha tenido un proceso de recuperación lento y diferente al observado en el fragmento a pesar que ambos sitios tiene 60 años de regeneración. Se presenta una menor diversidad y riqueza de especies vegetales compartidas con la selva conservada en comparación con el fragmento y está dominado por el árbol *Protium copal*. También fue el sitio menos diverso en murciélagos, no se encontraron pequeños roedores, ni hubo remoción de semillas. No hay evidencia que muestre que los roedores hayan colonizado previamente la isla así como tampoco hay evidencia de la presencia de especies invasoras. Esta falta de este grupo taxonómico puede estar influenciando la dinámica en la composición de la selva de la isla.

A pesar que cuenta con una número de especies zoocóricas para los dispersores, la isla no es un sitio tan atractivo para murciélagos ya que presentó un bajo número de especies quiropterocóricas y al estar alejado de tierra firme los murciélagos posiblemente no se arriesgan a cruzar, sin embargo puede servir como conexión con otros hábitats. Además puede ser posible que sea usada principalmente por aves, ya que cuenta con muchas especies ornitocóricas.

El fragmento con aproximadamente 60 años de recuperación cada vez se va asemejando a la composición de la selva conservada, resguardando mayor diversidad y riqueza de especies de murciélagos y roedores en comparación con la selva que presenta una gran diversidad y riqueza vegetal. Aunque el fragmento presentó menos riqueza de especies zoocóricas en comparación con la selva y esta última cuenta con más recursos disponible tanto alimenticios como de refugio y protección, los resultados confirman que es más atractiva para murciélagos y roedores, ya que tiene elementos tanto de selva madura como de vegetación secundaria y la conexión con otros tipos de vegetación como bordes, árboles aislados y cultivos agrícolas favorecen el movimiento de diferentes dispersores no solo de murciélagos y roedores, sino también de aves y otros mamíferos, que trasladan semillas entre sitios y benefician al fragmento en su recuperación.

Las especies de murciélagos más abundantes fueron *Artibeus jamaicensis*, seguido de *Carollia sowelli* y *Glossophaga soricina*, esto se debe a su gran plasticidad ecológica en su comportamiento de forrajeo, que les permite utilizar una gran variedad de tipos de vegetación y recursos disponibles en ambientes conservados y/o modificados por el hombre. Mientras que en los roedores las especies más abundantes fueron *Peromyscus mexicanus* y *Heteromys desmarestianus*, su alta abundancia y la alta remoción de semillas puede deberse a la disponibilidad de recursos alimenticios y de la estructura de la vegetación.

Las especies de plantas encontradas con mayor abundancia en las excretas de los murciélagos encontrados corresponden a la categoría de pioneras. Las especies consumidas con mayor frecuencia son *Cecropia obtusifolia* y *Piper hispidum*, las cuales fueron un recurso disponible para los murciélagos durante las dos temporadas del muestreo aunque no fueron las especies con mayores valores de importancia en la vegetación en ninguno de los tres sitios. Los murciélagos frugívoros tienen un gran vagilidad y flexibilidad en sus estrategias de forrajeo, por lo que pueden estar trasladando semillas de especies pioneras y persistentes entre los sitios y otros tipos de vegetación, haciendo uso de las diferentes formas de vida de las plantas, lo cual contribuye al mantenimiento de la diversidad vegetal.

El experimento remoción de semillas, no mostró si hay diferencias a pesar de las altas tasas en la depredación y remoción de semillas en los fragmentos y en la selva continua. Para saber si hay diferencias se sugieren periodos más largos de tiempo en la duración del experimento, así como un mayor número de especies de plantas involucradas.

La selva continua mostró la mayor diversidad de todos los sitios estudiados, ya que resguarda mayor abundancia y riqueza de especies vegetales en ambas categorías, sin embargo la disponibilidad, abundancia y distribución de los recursos alimenticios de las especies vegetales encontradas en el estudio, son factores importantes que está influyendo en la comunidad de murciélagos frugívoros y roedores.

9. Recomendaciones

Se sugiere estudios autoecológicos en *Protium copal*, para conocer cuáles son los factores que están determinando su abundancia en la isla Agaltepec.

Se sugiere comparar la diversidad y riqueza en murciélagos frugívoros así como el consumo y la dispersión de semillas por estacionalidad, el cual tiene gran influencia en la disponibilidad de alimento. También se sugiere estudios que permitan determinar cómo los murciélagos influyen la composición vegetal de Los Tuxtlas.

Debido al pequeño tamaño de las muestras reportadas en los roedores, se sugiere aumentar el esfuerzo de captura con un mayor número de días en campo así como periodos más largos de tiempo en la duración del experimento de remoción post-dispersión, que involucre un mayor número de especies de plantas de distintos tamaños y diferentes tipos de exclusión.

ANEXOS

Anexo 1. Listado de familias y especies encontradas en los sitios de estudio por categoría con sus respectivos síndromes de dispersión.

Familia	Especie	Categoría		Síndrome de Dispersión	Forma de Vida
		> 1cm de DAP	Regeneración		
Acanthaceae	<i>Odontonema cuspidatum</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Ruellia tuxtlensis</i>	0	X	Anemocoria	Hierba
Actinidiaceae	<i>Saurauia scabrida</i>	X	0	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Saurauia serrata</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Saurauia yasicae</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
Amaranthaceae	<i>Iresine sp.</i>	X	0	Anemocoria	
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
	<i>Mosquitoxylum jamaicense</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Spondias mombin</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Spondias radlkoferi</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Tapirira mexicana</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
Annonaceae	<i>Annona glabra</i>	X	0	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Cymbopetalum baillonii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Desmopsis trunciflora</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Rollinia mucosa</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Apocynaceae	<i>Plumeria sp.</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Tabernaemontana alba</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
Aquifoliaceae	<i>Ilex quercetorum</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Ilex valerioi</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Araceae	<i>Xanthosoma sp.</i>	0	X	Zoocoria	Hierba
Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Arecaceae	<i>Astrocaryum mexicanum</i>	X	X	Zoocoria	Palma
	<i>Bactris mexicana</i>	0	X	Zoocoria	Palma
	<i>Chamaedorea alternans</i>	X	X	Zoocoria	Palma

	<i>Chamaedorea elatior</i>	0	X	Zoocoria	Trepadora
	<i>Chamaedorea elegans</i>	0	X	Zoocoria	Palma
	<i>Chamaedorea ernesti-augusti</i>	0	X	Zoocoria	Palma
	<i>Chamaedorea oblongata</i>	X	X	Zoocoria	Palma
	<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	X	X	Zoocoria	Palma
	<i>Chamaedorea tepejilote</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Reinhardtia sp.</i>	0	X	Zoocoria	
Asteraceae	<i>Eupatorium galeottii</i>	X	X	Anemocoria	Arbusto
	<i>Eupatorium morifolium</i>	0	X	Anemocoria	Arbusto
	<i>Neurolaena sp.</i>	0	X	Anemocoria	
Bignoniaceae	<i>Amphilophium paniculatum</i>	X	0	Anemocoria	Liana
	<i>Amphitecna tuxtensis</i>	X	X	Zoocoria	Trepadora
	<i>Arrabidaea chica</i>	X	0	Anemocoria	Liana
	<i>Stizophyllum riparium</i>	0	X		Trepadora
	<i>Tabebuia guayacan</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
	<i>Cordia megalantha</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
Brassicaceae	<i>Stenopetalum sp.</i>	X	0		
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Protium copal</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	X	0	Barocoria	Árbol
Cannabaceae	<i>Aphananthe monoica</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Celtis iguanaea</i>	X	0	Zoocoria	Liana
Capparaceae	<i>Capparis mollicella</i>	X	0	Barocoria	Árbol
	<i>Capparis mollis</i>	X	X	Barocoria	Árbol
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Jacaratia dolichaula</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
Celastraceae	<i>Celastrus vulcanicola</i>	X	0		Trepadora

	<i>Crossopetalum parviflorum</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Hippocratea celastroides</i>	0	X	Barocoria	Arbusto
	<i>Salacia megistophylla</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Wimmeria bartlettii</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
Chrysobalanaceae	<i>Couepia polyandra</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Hirtella racemosa</i>	X	0	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Hirtella triandra</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Clethraceae	<i>Clethra mexicana</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
Clusiaceae	<i>Garcinia intermedia</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Combretaceae	<i>Combretum laxum</i>	X	X	Zoocoria	Trepadora
	<i>Combretum mexicanum</i>	X	0		Trepadora
Connaraceae	<i>Connarus schultesii</i>	X	X	Zoocoria	Trepadora
	<i>Roella glabra</i>	0	X	Zoocoria	Trepadora
Dichapetalaceae	<i>Dichapetalum donnell-smithii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea mexicana</i>	X	0	Zoocoria	Trepadora
Ebenaceae	<i>Diospyros digyna</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Diospyros oaxacana</i>	X	0	Zoocoria	Arbusto
	<i>Diospyros virginiana</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
Ericaceae	<i>Pernettya sp.</i>	X	X		
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum havanense</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Erythroxylum tabascense</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Euphorbiaceae	<i>Acalypha diversifolia</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Acalypha macrostachya</i>	X	X	Anemocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Acalypha skutchii</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Alchornea latifolia</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Cnidoscolus multilobus</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Croton</i>	X	X	Zoocoria	Árbol

	<i>schiedeanus</i>				
	<i>Croton soliman</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Garcia sp.</i>	X	0		
	<i>Omphalea oleifera</i>	X	X	Barocoria	Árbol
	<i>Sapium nitidum</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Tetrorchidium rotundatum</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Fabaceae					
	<i>Acacia ayersiana</i>	0	X	Autocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Acacia cornigera</i>	X	0	Zoocoria	Arbusto
	<i>Albizia purpusii</i>	0	X	Anemocoria	Árbol
	<i>Bauhinia glabra</i>	X	0		Trepadora
	<i>Dalbergia browni</i>	X	0	Anemocoria	Arbusto
	<i>Dalbergia glomerata</i>	X	0	Anemocoria	Arbusto
	<i>Diphysa macrophylla</i>	0	X		Arbusto
	<i>Dussia mexicana</i>	X	X	Zoocoria	Hierba
	<i>Erythrina folkersii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Gliricidia sepium</i>	X	0	Barocoria	Árbol
	<i>Inga fagifolia</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Inga paterno</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Inga pavoniana</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Inga sinacae</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Inga vera</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Lonchocarpus cruentus</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
	<i>Lonchocarpus guatemalensis</i>	X	X	Barocoria	Árbol
	<i>Lonchocarpus sp.</i>	0	X	Anemocoria	
	<i>Machaerium cobanense</i>	X	X	Anemocoria	Trepadora
	<i>Machaerium floribundum</i>	X	X	Anemocoria	Trepadora
	<i>Pterocarpus rohrii</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
	<i>Swartzia guatemalensis</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Swartzia sp.</i>	X	0	Zoocoria	
	<i>Trifolium mexicanum</i>	X	0	Anemocoria	Hierba
	<i>Zapoteca tetragona</i>	0	X	Barocoria	Arbusto

Fagaceae	<i>Quercus skinneri</i>	0	X		Árbol
Gentianaceae	<i>Deianira sp.</i>	0	X		
Icacinaceae	<i>Calatola costaricensis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Calatola laevigata</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Lauraceae	<i>Nectandra ambigens</i>	X	X	zoocoria	Árbol
	<i>Nectandra coriacea</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Nectandra leucothyreus</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Nectandra reticulata</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Nectandra rubriflora</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Nectandra salicifolia</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Ocotea dendrodaphne</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Ocotea rubriflora</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Persea schiedeana</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
Loganiaceae	<i>Strychnos brachistantha</i>	X	X	Zoocoria	Liana
Malpighiaceae	<i>Bunchosia lindeniana</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Malpighia romeroana</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Stigmaphyllon lindenianum</i>	X	0	Anemocoria	Trepadora
	<i>Tetrapteryx glabrifolia</i>	0	X	Anemocoria	Árbol
	<i>Tetrapteryx schiedeana</i>	0	X	Anemocoria	Trepadora
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	X	0	Barocoria	Árbol
	<i>Hampea nutricia</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Heliocarpus appendiculatus</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
	<i>Malvaviscus arboreus</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Mortonioidendron guatemalense</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
	<i>Robinsonella mirandae</i>	X	X	Anemocoria	Árbol

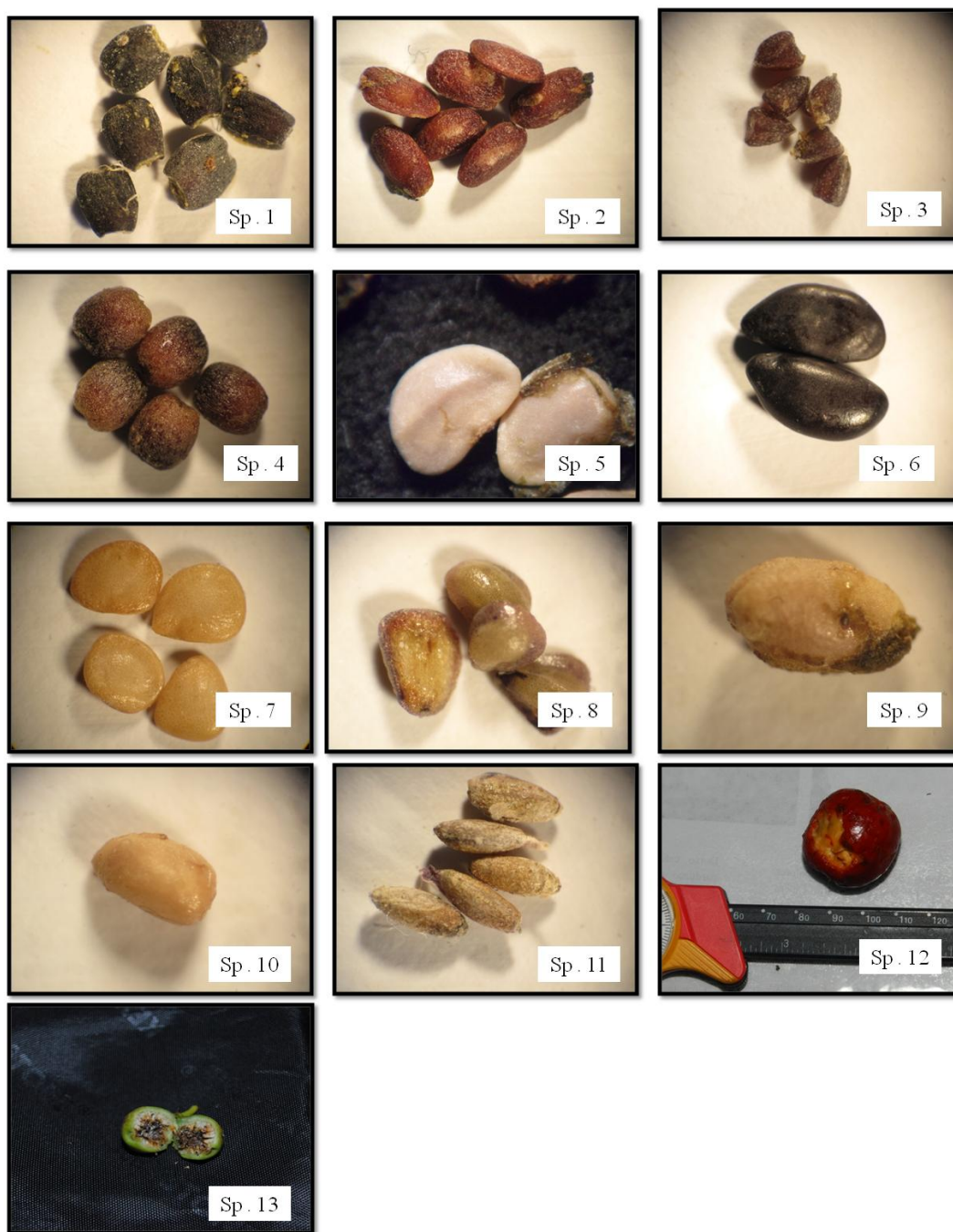
	<i>Trichospermum galeottii</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
Melastomataceae	<i>Miconia fulvostellata</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Miconia trinervia</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Mouriri gleasoniana</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	X	0	Anemocoria	Árbol
	<i>Guarea glabra</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Guarea grandifolia</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Trichilia breviflora</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Trichilia havanensis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Trichilia martiana</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Trichilia moschata</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Trichilia trifolia</i>	0	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
Menispermaceae	<i>Abuta panamensis</i>	0	X	Zoocoria	Trepadora
	<i>Hyperbaena mexicana</i>	0	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
Monimiaceae	<i>Mollinedia butleriana</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Mollinedia viridiflora</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Clarisia biflora</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Ficus aurea</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Ficus cotinifolia</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Ficus obtusifolia</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Ficus petenensis</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Ficus tuerckheimii</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Poulsenia armata</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Pseudolmedia glabrata</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Pseudolmedia sp.</i>	X	X	Zoocoria	
	<i>Trophis mexicana</i>	X	X	Zoocoria	Árbol

	<i>Trophis racemosa</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Myristicaceae	<i>Virola guatemalensis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Myrtaceae	<i>Calyptranthes chiapensis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Calyptranthes pallens</i>	X	0	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Eugenia acapulcensis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Eugenia capuli</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Eugenia mexicana</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Eugenia nigrita</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Eugenia winzerlingii</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Pimenta dioica</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i>	X	X	Barocoria	Arbusto
Ochnaceae	<i>Ouratea tuerckheimii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Phytolaccaceae	<i>Trichostigma octandrum</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto o Liana
Picramniaceae	<i>Picramnia andicola</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Picramnia antidesma</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Piper aequale</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Piper amalago</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Piper fraguanum</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Piper hispidum</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Piper lapathifolium</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Piper nitidum</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Piper sanctum</i>	X	0	Zoocoria	Arbusto
	<i>Piper umbellatum</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Piper yzabalanum</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto
Polygonaceae	<i>Coccoloba arboreus</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Coccoloba barbadensis</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Coccoloba matudae</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Coccoloba montana</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
Primulaceae	<i>Ardisia brevipes</i>	X	X	Anemocoria	Arbusto
	<i>Deherainia sp.</i>	X	0		

	<i>Icacorea compressa</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Parathesis conzattii</i>	X	0	Zoocoria	Arbusto
	<i>Parathesis lenticellata</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Parathesis psychotrioides</i>	X	0	Zoocoria	Arbusto
Proteaceae	<i>Roupala borealis</i>	X	X	Anemocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Roupala montana</i>	X	X	Anemocoria	Árbol o Arbusto
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Faramea occidentalis</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Hamelia longipes</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Psychotria chiapensis</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Psychotria costivenia</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Psychotria flava</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Psychotria limonensis</i>	0	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Psychotria macrophylla</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Psychotria microcarpa</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Psychotria microdon</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Psychotria sarapiquensis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Psychotria simiarum</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Psychotria sp.</i>	X	X		
	<i>Psychotria veracruzensis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Randia albonervia</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
	<i>Randia pterocarpa</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Randia retroflexa</i>	X	X	Zoocoria	Trepadora
	<i>Rondeletia buddleioides</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
	<i>Rondeletia galeottii</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
Rutaceae	<i>Amyris sp.</i>	X	X		
	<i>Citrus sinensis</i>	0	X	Zoocoria	Árbol

	<i>Citrus tangerina</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	X	0	Zoocoria	Árbol o Arbusto
Salicaceae	<i>Casearia corymbosa</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Casearia sylvestris</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Casearia tacanensis</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Casearia tremula</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Lunania mexicana</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Pleuranthodendron lindenii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
Sapindaceae	<i>Allophyllus sp.</i>	0	X	Zoocoria	
	<i>Cupania dentata</i>	0	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Cupania glabra</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Matayba oppositifolia</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Paullinia clavigera</i>	X	X	Zoocoria	Trepadora
Sapotaceae	<i>Bumelia persimilis</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Chrysophyllum mexicanum</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Chrysophyllum venezuelanense</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Pouteria campechiana</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Pouteria durlandii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Pouteria reticulata</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Pouteria rhynchocarpa</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Sideroxylon capiri</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Sideroxylon portoricense</i>	1	X	Zoocoria	Árbol
Siparunaceae	<i>Siparuna andina</i>	X	X	Zoocoria	Arbusto
Smilacaceae	<i>Smilax aristolochiifolia</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Smilax domingensis</i>	X	0	Zoocoria	Trepadora
Solanaceae	<i>Cestrum luteovirescens</i>	X	0	autocoria	Arbusto
	<i>Cestrum</i>	X	0	Zoocoria	Arbusto

	<i>nocturnum</i>				
	<i>Cestrum racemosum</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Staphyleaceae	<i>Turpinia occidentalis</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis americana</i>	0	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Daphnopsis megacarpa</i>	X	x	Zoocoria	Árbol
Urticaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i>	X	0	Zoocoria	Árbol
	<i>Myriocarpa longipes</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Myriocarpa yzabalensis</i>	X	0	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Pilea sp.</i>	X	0	Zoocoria	
	<i>Urera caracasana</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Urera elata</i>	X	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Urera rzedowskii</i>	X	0	Zoocoria	Árbol o Arbusto
Verbenaceae	<i>Citharexylum affine</i>	0	X	Zoocoria	Árbol o Arbusto
	<i>Petrea sp.</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
Violaceae	<i>Orthion oblanceolatum</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
	<i>Rinorea hummelii</i>	X	X	Zoocoria	Árbol
Vochysiaceae	<i>Vochysia guatemalensis</i>	X	X	Anemocoria	Árbol
Zamiaceae	<i>Ceratozamia mexicana</i>	0	X		Cícada
SP 1		0	X		



Anexo 2. Morfoespecies transportadas por murciélagos frugívoros ordenadas de las más frecuentes a las menos frecuentes. 1) *Piper hispidum* (Piperaceae), 2) *Cecropia obtusifolia* (Urticaceae), 3) *Peperomia deppeana* (Piperaceae), 4) *Piper fraguanum* (Piperaceae), 5) *Ficus americana* (Moraceae), 6) *Hampea nutricia* (Malvaceae), 7) *Lycianthes geminiflora* (Solanaceae), 8) *Ficus tuerckheimii* (Moraceae), 9) *Ficus cotinifolia* (Moraceae), 10) *Deppea* sp, 11) *Sp.1*, 12) *Spondias mombin* (Anacardiaceae), 13) *Ficus pertusa* (Moraceae).



Anexo 3. Morfoespecies transportadas por *Heteromys desmarestianus*: 1) *Hampea nutricia*, 2) *Bursera simaruba*, 3) *Chamaedorea oblongata*, 4) *Smilax mollis*. 1 y 2 encontradas en el fragmento; 3 y 4 en la selva.

10. Literatura Citada

- Adler, F. R. y B. Nuernberger. 1994. Persistence in patchy irregular landscapes. *Theoretical population biology* 45: 41–75.
- Arizmendi, M. y L. Márquez. 2000. Áreas de importancia para la conservación de las aves en México. Comisión Nacional de Biodiversidad (CONABIO), México.
- Arnold, P. J. 2004. Isla Agaltepec: Ocupaciones posclásicas en las montañas de Tuxtla, Veracruz, México. *Famsi*: 1–29.
- Arnold, A. E. y N. M. Asquith. 2002. Herbivory in a fragmented tropical forest: patterns from islands at Lago Gatun, Panama. *Biodiversity and Conservation* 11(9): 1663-1680.
- Arnold, P. y H. N. Bernard-Medina. 2010. Isla Agaltepec. En: La morada de nuestros ancestros: alternativas para la conservación. Vázquez Zárate, S., Bernard-Medina, H. N. y S. Ladrón de Guevara (eds.), *La ciencia en Veracruz*. Gobierno del Estado de Veracruz, Consejo Veracruzano de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico. pp. 153–159.
- Arroyo-Rodríguez, V. y S. Mandujano. 2007. Efectos de la fragmentación sobre la composición y la estructura de un bosque tropical lluvioso mexicano. *Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. INBio, Costa Rica, pp. 199–216.
- Arroyo-Rodríguez, V. y S. Mandujano. 2009. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from primates perspective. *Journal of Primatology* 30: 497–514.
- Arroyo-Rodríguez V., Mandujano, S. y J. Benítez-Malvido. 2011. Diversidad y estructura de la vegetación en fragmentos de selva de tres paisajes de Los Tuxtlas, Veracruz. En: *La Biodiversidad del Estado de Veracruz: Estudio de Estado*. CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología A. C. pp. 239–246.
- Arroyo-Rodríguez, V., Aguirre, A., Benítez-Malvido, J. y S. Mandujano. 2007. Impact of rain forest fragmentation on a structurally important palm species: *Astrocaryum mexicanum* Liebm. at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 138: 198–206.
- Arroyo-Rodríguez, V., Pineda E., Escobar, F. y J. Benítez-Malvido. 2009. Conservation value of small patches to plant species diversity in highly fragmented landscapes. *Conservation Biology* 23: 729–739.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P. L., Bráulio. A. S., Tabarelli, M. y R. Chazdon. 2013. Plant β -diversity in fragmented rainforests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology* 101: 1449–1458.
- Albrecht, M., Duelli, P., Schmid, B. y C. B. Muller. 2007. Interaction Diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. *Journal of Animal Ecology* 76: 1015–1025.
- Andresen, E. 2012. Dispersión de semillas por animales frugívoros y granívoros. En: *Ecología y evolución de las interacciones bióticas*. Del Val, E. y K. Boege (eds.), Ediciones científicas universitarias, México.
- Andresen, E., Pedroza-Espino, L., Allen, E. B. y D. R. Pérez-Salicrup. 2005. Effects of selective vegetation thinning on seed removal in secondary forest succession. *Biotropica* 37(1): 145–148.
- Angulo, R., Fernández, M. y C. López. 2005. Proporción ancho-largo del ala en murciélagos y maniobrabilidad en el vuelo dentro de sotobosques densos y despejados. Servat, G.P. (Ed.) *Ecología de Ecosistemas Amazónicos OET*. La Organización para Estudios Tropicales y La Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Perú.

- Antongiovanni, M. y J. P. Metzger. 2005. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441–451.
- Asquith, N. M., Wright, S. J. y M. J. Clauss. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78(3): 941–946.
- Ávila-Cabadilla, L. D., Sánchez-Azofeifa, G. A., Stoner, K. E., Álvarez-Añorve, M. Y. y M. Quesada. 2012. Local and landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *Plos One* 7(4): e35228.
- Bawa, K. S., Kress, W. J., Nadkarni, N. M., Lele, S., Raven, P. H., Janzen, D. H., Lugo, A. E., y T. E. Lovejoy. 2004. Tropical Ecosystems into the 21st Century. *Science* 306: 227–228.
- Bejerano-Castillo, M. y S. Guevara. 2008. Algunos atributos de los árboles que atraen frugívoros a los potreros. *Cuadernos de biodiversidad: publicación cuatrimestral del Centro Iberoamericano de la Biodiversidad* 27: 3–10.
- Bolívar-Cimé, B. S. 2014. Importancia de la vegetación asociada a los cenotes y los atributos estructurales del paisaje fragmentado para los murciélagos frugívoros, en el noreste de Yucatán. Tesis de doctorado. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- Bonaccorso, F. J., Winkelmann, J. R., Shin, D., Agrawal, C. I., Aslami, N., Bonney, C., Hsu, A., Jekielek, P. E., Knox, A. K., Kopach, S.J., Jennings, T. D., Lasky, J. R., Menesale, S. A., Richards, J. H., Rutland, J. A., Sessa, A. K., Zhaurova, L. y T. H. Kunz. 2007. Evidence for exploitative competition: comparative foraging behavior and roosting ecology of short-tailed fruit bats (Phyllostomidae). *Biotropica* 39: 249–256.
- Benítez-Malvido, J. y M. Martínez-Ramos. 2003a. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17: 389–400.
- Benítez-Malvido, J. y M. Martínez-Ramos. 2003b. Influence of edge exposure on seedling species recruitment in tropical rainforest fragments. *Biotropica* 35: 530–541.
- Bernard, E. y M. B. Fenton. 2007. Bats in a fragmented landscape: species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation* 134: 332–343.
- Bianconi, G. V., Mikich, S. B. y W. A. Pedro. 2004. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, Noroeste do Parana, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 943–954.
- Bianconi, G. V., Mikich, S. B. y P. A. Wagner. 2006. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in Southern Brazil. *Journal Brazilian of Zoology* 23 (4): 1199–1206.
- Bierregaard, R. O. Jr., Lovejoy, T. E., Kapos, V., Augusto dos Santos, A. y R. W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience* 42: 859–866.
- Bowers, A. M., Gregario, K., Brame, C. J., Matter S. F. y J. L. Dooley. 1996. Use of space and habitat by meadow voles at the home range, patch and landscape scales. *Oecologia* 105: 107–115.
- Brewer, S. W. y M. Rejmanek. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a neotropical forest. *Journal of Vegetation Science* 10: 165–174.
- Bricker, M. y J. Maron. 2012. Postdispersal seed predation limits the abundance of a long-lived perennial forb (*Lithospermum ruderale*). *Ecology* 93: 532–543.
- Briggs, J. S., Vander Wall, S. B. y S. H. Jenkins. 2009. Forest rodents provide directed dispersal of jeffrey pine seeds. *Ecology* 90(3): 675–687.

- Briones, M. y V. Sanchez-Cordero. 1999. Dietary value of fruits and seeds to spiny pocket mice (*Liomys pictus*) in a tropical deciduous forest in Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 34: 65–71.
- Brito, J. E., Gazarini, C. J. y C. H. Zawadzki. 2010. Abundancia e frugivoria da quiropterofauna (Mammalia, Chiroptera) de um fragmento no noroeste do Estado do Parana, Brasil. *Maringá* 3: 265–271.
- Brosset, A., Charles-Dominique, P., Cockie, A., Cosson, J. C. y D. Masson. 1996. Bat communities and deforestation in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1974–1982.
- Brown, J. H. y M. V. Lomolino. 2000. Concluding remarks: historical perspective and the future of island biogeography theory. *Global Ecology and Biogeography* 9: 87–92.
- Castillo, L. y S. Hernández-Betancourt. 1997. Contribución al conocimiento de las semillas removidas por el ratón de abazones *Heteromys gaumeri* en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán, México. En: memorias del XV Simposio sobre Fauna Silvestre. Gral. Manuel Cabrera Vaiterra. Universidad Nacional Autónoma de México-Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia.
- Castillo-Campos, G. y J. Laborde. 2004. La Vegetación. En: Los Tuxtlas. El paisaje de la sierra. Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez-Ríos (eds.), Instituto de Ecología y Unión Europea, Xalapa.
- Castro-Arellano, I., Presley, S. J., Saldaña, L. N., Willig, M. R. y J. M. Wunderle Jr. 2007. Effects of reduced impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. *Biological Conservation* 138: 269–285.
- Castro-Luna, A. A., Sosa, V. J y G. Castillos-Campos. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation* 10: 219–228.
- Ceballos, G. y J. Arroyo-Cabrales. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época*. 2 (2): 27-80
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265–270.
- Chauvet, S. y P. M. Forget. 2005. Edge effects on postdispersal seed removal in a ragmented rain forest in French Guiana. *Journal Tropical Ecology*: 21: 113–116.
- Chazdon, R. L. 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. *Tropical Forest Community Ecology*. W.P. Carson y S.A. Schnitzer (eds.), Blackwell, Malden.
- Christianini, A. V. y M. Galetti. 2007. Spatial variation in post-dispersal seed removal in an Atlantic forest: Effects of habitat, location and guilds of seed predators. *Acta Oecológica*: 32(3): 328–336.
- Cimé-Pool, J. A., Hernández-Betancourt, S. F., Barrientos, R. C. y A. A. Castro-Luna. 2010. Diversidad de pequeños roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. *Therya* 1(1): 23–40.
- Clarke, F. M., Rostant, L. V. y P. A. Racey. 2005. Life after logging: Post-logging recovery of a Neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology* 42: 409–420.
- Cole, R. 2009. Postdispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. *Biotropica* 41(3): 319–327.
- Comisión Natural de Áreas Potegidas. 2006. Programa de conservación y manejo de la reserva de Los Tuxtlas. México. CONANP.
- Cosson, J. F., Pons, J. M. y D. Masson. 1999. Effect of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15: 515–534.

- Costa, L. M., Prata, A. F. D., Moraes, D., Conde, C. F. V., Jordão Nogueira, T. y C. E. L. Esbérard. 2006. Deslocamento de *Artibeus fimbriatus* sobre o mar. *Chiroptera Neotropical* 12: 289–290.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Cristóbal-Azkarate, J. y V. Arroyo-Rodríguez. 2007. Diet and activity pattern of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Los Tuxtlas, Mexico: effects of hábitat fragmentation and implications for conservation. *American Journal of Primatology* 69(9): 1013–1029.
- Cruz, L. E., Lorenzo, C., Retana, O. G. y E. C. Sántiz. 2010. Interspecific variability in the abundance of small rodents in the highlands of Chiapas, Mexico. *Therya* 1(2): 129–136.
- Curran, L. M. y M. Leighton. 2000. Vertebrate responses to spatio-temporal variation in seed production of mast-fruiting Dipterocarpaceae. *Ecological Monographs* 70(1): 101–128.
- De la Peña-Cuéllar, E., Stoner, K. E., Avila-Cabadilla, L. D., Martínez-Ramos, M. y A. Estrada. 2012. Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 20: 1–17.
- Demattia, E. A., Curran, L. M. y B. J. Rathcke. 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85 (8): 2161–2170.
- Demattia, E. A., Rathcke, B. J., Curran, L. M., Aguilar, R. y O. Vargas. 2006. Effects of small rodent and large mammals exclusion on seedling recruitment in Costa Rica. *Biotropica* 38 (2): 196–202.
- De Steven, D. y F. E. Putz. 1984. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. *Oikos* 43: 207–216.
- Dirzo, R. y C. Domínguez. 1986. Seed shadows, seed predation and advantages of dispersal. En: *Frugivorous and seed dispersal*, A. R. Estrada y T. H. Fleming (eds.), Departamento de Ecología, Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Dirzo, R. y M. C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 84–90.
- Dirzo, R. y A. Miranda. 1991. El límite boreal de la selva tropical húmeda en el continente americano: contracción de la vegetación y solución de una controversia. *Interciencia* 16: 240–247.
- Dirzo, R., Mendoza, E. y P. Ortiz. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated neotropical rain forest. *Biotropica* 39 (3): 355–362.
- Dirzo, R., Aguirre, A. y J. C. López-Acosta. 2009. Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados. *Investigación Ambiental* 1(1): 17–22.
- Dooley, J. L. y M. A. Bowers. 1998. Demographic responses to habitat fragmentation: experimental tests at the landscape and patch scale. *Ecology* 79: 969–980.
- Dumont, E. R. 2005. Bats and fruit: an ecomorphological approach. En: *Bat ecology*. Kunz, T. H. y B. M., Fenton (eds.), University Chicago Press, Chicago.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J. y H. R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169–175.
- Edythe, L. P. 1988. Age Determination in Bats. En: *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Kunz, T.H. (ed.), Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Estado de Veracruz de la Llave. En línea: www.inafed.gob.mx. 2013. (consultado 22-noviembre-2013).

- Estrada, A. y R. Coates-Estrada. 2001a. Species composition and reproductive phenology of bats in a tropical landscape at Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 17: 627–646.
- Estrada, A. y R. Coates-Estrada. 2001b. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 24: 94–102.
- Estrada, A. y R. Coates-Estrada. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103(2): 237–245.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R. y D. Meritt Jr. 1993a. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16: 309–318.
- Estrada-Villegas, S., Pérez-Torres, J. y P. Stevenson. 2007. Dispersión de semillas por murciélagos en un borde de bosque montano. *Ecotrópicos* 20 (1): 1–14.
- Estrada, A., Coates-Estrada R., Merritt, D., Montiel, S. y D. Curiel. 1993b. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245–257.
- Ewers, R. M. y R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117–42.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Fedriani, J. M. y A. J. Manzaneda. 2005. Pre and postdispersal seed predation by rodents: balance of food and safety. *Behavioral Ecology* 8: 1018–1024.
- Fenton, M. B., Acharva, L., Audent, D., Hickey, M. B. C., Merriman, C., Obrust, K., Syme, D. M. y B. Adkins. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera, Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24: 440–446.
- Fernández-Palacios, J. M. 2004. Introducción a las islas. *Ecología Insular/Island Ecology*. AEET/Cabildo Insular de La Palma, 21-55.
- Ferreira, A. V., Bruna, E. M. y H. L. Vasconcelos. 2011. Seed predators limit plant recruitment in Neotropical savannas. *Oikos* 120: 1013–1022.
- Fischer, J. y D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 265-280.
- Fleming, T. H. 1981. Fecundity, fruiting pattern, and seed dispersal in *Piper amalago* (*Piperaceae*), a bat-dispersed tropical shrub. *Oecologia* 51: 42–46.
- Fleming, T. H. 1986. Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. En: *Frugivores and seed dispersal*. Estrada, A. y T.H. Fleming (eds.), Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Fleming, T. H. 1988. *The short-tailed fruit bat*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Fleming, T. H. y R. Heithaus. 1981. Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forest. *Biotropica* 13: 45–53.
- Flores-Martínez, J. J., Ortega, J. y G. Ibarra-Manríquez. 2000. El hábito alimentario del murciélago zapotero (*Artibeus jamaicensis*) en Yucatán. *Revista Mexicana de Mastozoología* 4: 22–39.
- Forget, P. M. y D. Wenny. 2004. How elucidate seed fate? A review of methods used to study seed removal and secondary seed dispersal. En: *Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment*. Forget, P. M, Lambert, J. E, Hulme, P. E y S. B, Vander Wall (eds.), CABI Publishing, United Kingdom.

- Fox, B. J. y M. D. Fox. 2000. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology and Biogeography* 9(1): 19-37.
- Franquesa-Soler, M. 2011. Estudio longitudinal de la estrategia de forrajeo de *Allouatta palliata mexicana* en la isla Agaltepec, Catemaco, Veracruz. Tesis de maestría. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Galindo-González, J. 1998. Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana* 73: 57-74.
- Galindo-González, J. 2005. ¿Regeneración de la selva? Los murciélagos, expertos en el asunto. *La Ciencia y el Hombre* 13 (2): 37-40.
- Galindo-González, J., Guevara, S. y V. J. Sosa. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14: 1693-1703.
- Galindo-González, J. and, V. J. Sosa. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *Southwestern Naturalist* 48(4): 579-589.
- Galindo-González, J. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana. Nueva Serie*, 20(2):239-243.
- Galindo-González, J., Vázquez-Domínguez, G., Saldaña-Vázquez, R. A. y J. R. Montero-Hernández. 2009. A more efficient technique to collect seeds dispersed by bats. *Journal of Tropical Ecology* 25: 205-209.
- Gaona, P. O. 1997. Dispersión de semillas y hábitos alimenticios de murciélagos frugívoros en la Selva Lacandona, Chiapas. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- García, D. 2011. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Revista Ecosistemas* 20: 2-3.
- García-Estrada, C., Damon, A., Sánchez-Hernández, C., Soto-Pinto, L. y G. Ibarra-Núñez. 2012. Diets of frugivorous bats in montane rain forest and coffee plantations in southeastern Chiapas, Mexico. *Biotropica* 44(3): 394-401.
- García-Morales, R., Badano, E. I. y C. E. Moreno. 2013. Response of neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology* 27(5): 1096-1106.
- García-Morales, R., Chapa-Vargas, L., Galindo-González, J. y E. I. Badano. 2012. Seed dispersal among three different vegetation communities in the Huasteca region, Mexico, analyzed from bat feces. *Acta Chiropterologica* 14 (1): 357-367.
- Gascon C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O. Jr, Malcolm, J. R., Stouffer P. C. y H.L. Vasconcelos. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Geiselman C. K., S. A. Mori, F. Blanchard. 2007. (en línea) Database of Neotropical bat/Plant interactions. <http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase-frameset.htm> (consultado 30-mayo-2014).
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plants species diversity. *Missouri Botanical Garden* 17.
- Gillespie, R. G. 2007. Oceanic islands: models of diversity. *Encyclopedia of biodiversity* 1-13.
- Gómez, J. M. y C. Puerta-Piñero. 2008. Effectiveness of rodents as local seed dispersers of holm oaks. *Oecologia* 155: 529-537.

- Goncalves Da Silva, A., Gaona, O. y R. A. Medellín. 2008. Diet and trophic structure in a community of fruiteating bats in Lacandon forest, Mexico. *Journal of Mammalogy* 89: 43–49.
- González-Christen, A., Delfin-Alfonso, C. A. y A. Sosa-Martínez. 2013. Distribución y abundancia de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens* Major, 1897), en el lago de Catemaco Veracruz, México. *Therya* 4(2): 201–217.
- González-Soriano, E., Dirzo, R. y R. C. Vogt. 1997. Historia natural de Los Tuxtlas. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, Instituto de Ecología, México.
- Goosem, M. W. 2000. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. *Wildlife Research* 27: 151–163.
- Goosem, M. W. y H. Marsh. 1997. Fragmentation of a small mammal community by a powerline corridor through tropical rainforest. *Wildlife Research* 24: 613–629.
- Guevara, S., Laborde, J. y G. Sánchez-Ríos. 2004. Rain forest regeneration beneath the canopy of fig trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica* 36: 99–108.
- Guevara, S., Sánchez-Ríos, G. y R. R. Landgrave. 2006a. La deforestación. En: Los Tuxtlas. El paisaje de la Sierra. Guevara, S., Laborde, J y G, Sánchez-Ríos (eds.), Instituto de Ecología, A.C. y Unión Europea, Xalapa.
- Guevara, S., Sánchez-Ríos, G. y J. Laborde. 2006b. La Fragmentación. En: Los Tuxtlas. El paisaje de la sierra. Guevara, S., Laborde, J y G, Sánchez-Ríos (eds.), Instituto de Ecología, A.C. y Unión Europea, Xalapa.
- Guevara, S., Laborde, J., Liesenfeld, D. y O. Barrera. 1997. Potreros y Ganadería. En: Historia Natural de Los Tuxtlas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, Instituto de Biología-Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Guevara, S., Meave, J., Moreno-Casasola, P., Laborde, J. y S. Castillo. 1994. Vegetación y flora de potreros en la sierra de Los Tuxtlas, México. *Acta Botánica Mexicana* 28: 1–27.
- Guimarães Jr., P. R., López, P. F. M., Lyra, M. I. y A. P. Muriel. 2005. Fleshy pulp enhances the location of *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae) fruits by seed-dispersing rodents in an atlantic forest is south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21(1): 109–112.
- Gutiérrez-García, G. y M. Ricker, M. 2011. Climate and climate change in the region of Los Tuxtlas (Veracruz, Mexico): A statistical analysis. *Atmósfera* 24 (4): 347-373.
- Handley Jr., C. O., Wilson, D. E. y A. L. Gardner. 1991. Demography and natural history of the common fruit bat, *Artibeus jamaicensis*, in Barro Colorado Island, Panama. *Smithsonian Contributions to Zoology*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Harper, G. A. y V. Carrión. 2011. Introduced rodents in the Galápagos: colonisation, removal and the future. *Island invasives: eradication and management*, 63-66.
- Heithaus, E. R., Fleming, T. H. y P. A. Opler. 1975. Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. *Ecology* 56: 841–854.
- Hernández-Betancourt, S., López-Wilchis, R., Cimé Pool, J. A. y S. Medina Peralta. 2003. Área de actividad, movimiento y organización social de *Heteromys gaumeri* (Allen y Chapman, 1897) (Rodentia: Heteromyidae) en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán, México. *Acta Zoológica Mexicana* 90: 77–91.
- Henry, M., Pons, J. M. y J. F. Cosson. 2007a. Foraging behaviour of frugivorous bat helps bridge landscape connectivity and ecological processes in a fragmented rainforest. *Journal of Animal Ecology* 76: 801–813.

- Henry, M., Cosson, J. F. y J. M. Pons. 2007b. Abundance may be a misleading indicator of fragmentation-sensitivity: the case of fig-eating bats. *Biological Conservation* 139: 462–467.
- Henry, M., Cosson, J. F. y J. M. Pons. 2010. Modelling multi-scale spatial variation in species richness from abundance data in a complex neotropical bat assemblage. *Ecological Modelling* 221: 2018–2027.
- Hodgkison, R., Balding, S. T., Zubaid, A. y T. H. Kunz. 2004. Habitat structure, wing morphology, and the vertical stratification of malaysian fruit bats (Megachiroptera: Pteropodidae). *Journal of Tropical Ecology* 20(6): 667–673.
- Holl, K. D. 2002. Tropical moist forest. En: *Handbook of Ecological Restoration*. M. R. Perrow y A. J. Davy (eds.), Cambridge University Press, Cambridge.
- Holl, K. D. y M. E. Lulow. 1997. Effects of species, habitat, and distance from the edge on postdispersal seed predation in a tropical rainforest. *Biotropica* 29(4): 459–468.
- Horváth, A., March, I. J. y J. H. Wolf. 2001. Rodent diversity and land use in Montebello, Chiapas, Mexico. *Studies on Neotropical fauna and environment* 36(3): 169–176.
- Horváth, A. y D. A. Navarrete-Gutiérrez. 1997. Ampliación del área de distribución de *Peromyscus zarhynchus* Merriam, 1898 (Rodentia: Muridae). *Revista Mexicana de Mastozoología* 2: 122–125.
- Hoshizaki, K. y H. Miguchi. 2004. Influence of forest composition on tree seed predation and rodent response: a comparison of monodominant and mixed temperate forest in Japan. En: *Seed Fate: Predation, dispersal and Seedling Establishment*. Forget, P. M., Lambert, J. E., Hulme, P. E. y S. B., Vander Wall (eds.), CABI Publishing, London, United Kingdom.
- Huerta, P. E. 2003. Dispersión de semillas por murciélagos y aves en la regeneración de hábitats perturbados en un bosque tropical. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Hulme, P. 1996. Herbivores and the performance of grassplants: a comparison of arthropod, mollusk and rodent herbivory. *Journal of Ecology* 84: 43–51.
- Humphrey, S. R. 1992. Bats: Vespertilionidae and Molossidae: 52–67. En: *Wild mammals of North America (Biology, management and economics)*. Chapman, A y A. Feldhamer (eds.), The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Ibarra-Manríquez, G. y S. Sinaca-Colín. 1997. Fanerógamas. En: *Historia Natural de Los Tuxtlas*. González-Soriano, E., Dirzo, R. y R.C. Vogt (eds.), Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2004. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250,000, Serie III (Conjunto Nacional). México. En línea: www.inegi.org.mx (consultado 8-mayo-2013).
- Instituto Nacional para el Federalismo y Desarrollo Municipal (INAFED). 2013. Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México: Catemaco. <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM30veracruz/municipios/30032a.html> (consultado 8-mayo-2013).
- Johns, A. D. 1986. Primates and forest exploitation at tefé, Brazilian Amazonia. *Primate Conservation* 6: 27–29.
- Jordano, P., Michel-Forget, P., Lambert, J. E., Böhning-Gaese, K., Traveset, A. y S. J. Wright. 2010. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. *Biology Letters* 7: 321–323, rsbl20100986.
- Kalko, E. K y C. O. Handley. 2001. Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure, and implications for conservation. *Plant Ecology* 153(1–2): 319–333.

- Kalko, E. K. V., Handley, C. O. y D. Handley. 1996. Organization, diversity and long-term dynamics of a Neotropical bat community. En: Long-term of vertebrate communities. Cody, M. y J. Smallwood (eds.), Academic Press, Los Angeles.
- Kalmar, A. y D. J. Currie. 2007. A unified model of avian species richness on islands and continents. *Ecology* 88(5): 1309-1321.
- Kelm, D. H., Wiesner, K. R. y O. V. Helversen. 2008. Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a neotropical forest pasture mosaic. *Conservation Biology* 22: 733–741.
- Kitchener, D. J. y R. How. 1982. Lizard species in small mainland habitat isolates and islands off south-western Western Australia. *Wildlife Research* 9(2): 357-363.
- Klingbeil, B. T. y M. R. Willig. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46: 203–213.
- Krebs, C. J. 1998. *Ecological methodology*. Benjamin Cummings, USA.
- Korine, C. y E. K. V. Kalko. 2005. Fruit detection and discrimination by small fruit eating bats (Phyllostomidae): Echolocation call design and olfaction. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 59: 12–23.
- Kunz, T. H. y L. F. Lumsden. 2003. Ecology of cavity and foliage roosting bats. En: *Bat ecology*. Kunz, T. H y M. B. Fenton (eds.), University of Chicago Press, Chicago.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Eschborn.GTZ. 365 p.
- Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5(1): 79–89.
- Laurance, W. F. y E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55 (1): 77-92.
- Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. 1997. *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Law, B. S., Anderson, J. y M. Chidel. 1999. Bat communities in a fragmented landscape on the south-west slopes of New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 88: 333–345.
- Leigh, E. G. Jr., Wright, S. J., Herre E. A. y F. E. Putz. 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: a test of a null hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology* 7: 76–102.
- Li, Y. 2004. The effect of forest clear-cutting on habitat use in sichuan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in Shennongjia nature reserve, China. *Primates* 45: 69–72.
- Lindenmayer, D. B. y J. Fischer. 2006. *Landscape change and habitat fragmentation*. Island Press, Washington, D.C.
- Loayza, A. P., Carvajal, D. E, García-Guzmán, P., Gutiérrez, J. R. y F. A. Squeo. 2014. Seed predation by rodents results in directed dispersal of viable seed fragments of an endangered desert shrub. *Ecosphere* 5(4): 43.
- Lobova, T. A. y S. A. Mori. 2004. Epizoochorous dispersal by bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 20(5): 581–582.
- Lobova, T. A., Geiselman, C. K. y S. A. Mori. 2009. *Seed dispersal by bats in the neotropics*. New York Botanical Garden, Nueva York.
- Lobova, T. A., Mori, S. A., Blanchard, F., Peckham, H. y P. Charles-Dominique. 2003. *Cecropia* as food resource for bats in french guiana and the significance of fruit structure in seed dispersal and longevity. *American Journal of Botany* 90: 388–403.

- LoGiudice, K. y R. S. Ostfeld. 2002. Interactions between mammals and trees: predation on mammal-dispersed seeds and the effect of ambient food. *Oecology* 130: 420–425.
- Lomolino, M. V. 1986. Mammalian community structure on islands: the importance of immigration, extinction and interactive effects. *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 1–21.
- Lopéz, J. E. y C. Vaughan. 2004. Observations on the role of frugivorous bats as seed dispersers in Costa Rican secondary humid forest. *Acta Chiropterologica* 6: 111–119.
- López-Galindo, A. y R. Acosta-Pérez. 1998. Listado florístico de la Isla Agaltepec, Lago de Catemaco Veracruz. *Floresta Veracruzana* 1: 1–4.
- Lou, S. y C. L. Yurrita. 2005. Análisis de nicho alimentario en la comunidad de murciélagos frugívoros de Yaxhá, Peten, Guatemala. *Acta Zoológica Mexicana* 21(1): 83–94.
- MacSwiney G., M. C., Vilchis, P., Clarke, F. M. y P. A. Racey. 2007. The Importance of Cenotes in Conserving Bat Assemblages in the Yucatan, Mexico. *Biological Conservation* 136(4): 499–509.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Martínez-Gallardo, R. y V. Sánchez-Cordero. 1993. Dietary value of fruits and seeds to Spiny Pocket Mice, *Heteromys desmarestianus* (Heteromyidae). *Journal of Mammalogy* 74: 436–442.
- Martínez-Garza, C. y R. González-Montagut. 1999. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. *Plant Ecology* 145(2): 255–265.
- Martínez-Sánchez, J. L. 2004. Fragmentación y remoción de semillas en el piso de la selva húmeda tropical: el caso de la reserva natural de Los Tuxtlas, sureste de México. *Universidad y Ciencia* 39 (20): 7–14.
- McAleece, N., Gage, J. D. G., Lamshead, P. J. D. y G. L. J. Paterson .1997. *BioDiversity Professional statistics analysis software*. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London.
- McGarigal, K. y S. A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335–345.
- Medellín, R. 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo de mexicano. En: *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. Medellín, R. y G. Ceballos (eds.), *Publicaciones especiales Vol. 1. Asociación de Mastozoología, A. C., México, D. F.*
- Medellín, R. y O. Gaona. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats in Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31: 432–441.
- Medellín, R. A., Arita, H. y O. Sánchez-Herrera. 2008. Identificación de los murciélagos de México. *Clave de campo. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México, D.F.*
- Medellín, R. A., Equihua, M. y M. A. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical fainforests. *Conservation Biology* 14: 1666–1675.
- Medina, A., Harvey, C. A., Sánchez, D., Vílchez, S. y B. Hernández. 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguás, Nicaragua. *Biotropica* 39: 120–128.
- Melo, F. P. L., Rodríguez-Herrera, B., Chazdon, R. L., Medellín, R. A. y C. G. Ceballos. 2009. Small tent-roosting bats promote dispersal of large-seeded plants in a neotropical forest. *Biotropica* 41: 737–743.
- Mendoza, E., Fay, F. y R. Dirzo. 2005. A Quantitative analysis of forests fragmentation in Los Tuxtlas, Southeast Mexico: Patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 451–467.

- Mena, J. L. 2010. Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología* 17(3): 277–284.
- Meyer, C. F. y E. K. V. Kalko. 2008. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography* 35(9): 1711–1726.
- Meyer, C. F. J., Fründ, J., Pineda-Lizano, W. y E. Kalko. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in neotropical bats. *Journal of Applied Ecology* 45: 381–391.
- Meyer, C. F. J., Aguiar, L. M. S., Aguirre, L. F., Baumgarten, J., Clarke, F. M., Cosson, J. F., Villegas, S. E., Fahr, J., Faria, D., Furey, N., Henry, M., Hodgkison, R., Jenkins, R. K. B., Jung, K. G., Kingston, T., Kunz, T. H., MacSwiney Gonzalez, C. M., Moya, I., Patterson, B. D., Pons, J. M., Racey, P. A., Rex, K., Sampaio, E. M., Solari, S., Stoner, K. E., Voigt, C. C., Von Staden, D., Weise, C. D. y E. K. V. Kalko. 2011. Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. *Journal of Applied Ecology* 48: 777–787.
- Milton, K. 1991. Leaf change and fruit production in six neotropical Moraceae species. *The Journal of Ecology*: 1–26.
- Montúfar-López, A. 2007. Los copales mexicanos y la resina sagrada del templo mayor de Tenochtitlán, México. Instituto Nacional de Antropología e Historia. México, D.F.
- Montiel, S., Estrada, A. y P. León. 2006. Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: species richness, diversity and spatio-temporal dynamics. *Journal of Tropical Ecology* 22: 267–276.
- Moreno, C. E. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Veracruzana, Xalapa.
- Morrison, D. W. 1978. Foraging ecology and energetics of the frugivorous bat *Artibeus jamaicensis*. *Ecology* 59: 716–723.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Journal of Trends Ecology Evolution* 10(2): 58–62.
- Nilsson, S. G., Bengtsson, J. y S. As. 1988. Habitat diversity or area per se? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. *The Journal of Animal Ecology*, 685-704.
- Noss, R., Custi, B. y M. J. Groom. 2006. Habitat fragmentation. En: *Principles of Conservation Biology*. Groom, M. J. (eds.), Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
- Notman, E. M. y A. C. Villegas. 2004. Patterns of seed predation by vertebrates vs. invertebrate seed predation among different plants species, season and spatial distribution. En: *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Stablishment*. Forget, P. M, Lambert, J. E, Hulme, P. E. y S. B. Vander Wall (eds.), CABI Publishing.
- Offerman, H., Dale, V. H., Pearson, S. M, O’Neil, R. V. y R.O Bierregaard Jr. 1995. Effects of rainforest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews* 3:191–211.
- Olea-Wagner, A., Lorenzo, C., Naranjo, E., Ortiz, D. y L. León-Paniagua. 2007. Diversidad de frutos que consumen tres especies de murciélagos (Chiroptera: Phyllostomidae) en la selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 191–200.
- Orrock, J. L., Levey D. J., Danielson B. J. y E. I. Damschen. 2006. Seed predation, not seed dispersal, explains the landscape level abundance of an early-successional plant. *Journal of Ecology* 94: 838– 845.
- Paine, C. E. T. y H. Beck. 2007. Seed predation by neotropical rainforest mammals increases diversity and seedling recruitment. *Ecology* 288(12): 30–763087.

- Passos, F. C., Silva, W. R., Pedro, W. A. y M. R. Bonin. 2003. Frugivoría em morcegos (Mammalia: Chiroptera) no parque estadual de intervalos, sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20: 511–517.
- Pinto N. y T. Keitt. 2008. Scale-dependent responses to forest cover displayed by frugivore bats. *Oikos* 117: 1725–1731.
- Pinto, S. R. R., Santos, A. M. M. y M. Tabarelli. 2009. Seed predation by rodents and safe sites for large-seeded trees in a fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Brazilian Journal of Biology* 69(3): 763–771.
- Prugh, L. R., Hodges, K. E., Sinclair, A. R. E. y J. S. Brashares. 2008. Effect of habitat area and isolation on animal fragmented populations. *Proceeding of the National Academic of Science USA* 105: 20770–20775.
- Püttker, T., Pardini, R., Meyer-Lucht, Y. y S. Sommer. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary atlantic forest remnants, Brazil. *BMC Ecology* 8: 9.
- Ramírez-Pulido, J., Lira, I., Gaona, S., Mudespacher, C. y A. Castro. 1989. Manejo y mantenimiento de colecciones mastozoológicas. Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F.
- Racey, P. 2009. Reproductive assessment of bats. En: *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Kunz T. H y S. Parsons (eds.), The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Reid, F. 2009. A field guide to the mammals of Central America and southeast Mexico. University Press, Oxford.
- Ricklefs, R. E. y I. J. Lovette. 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68: 1142–1160.
- Ries, L., Fletcher Jr, R. J., Battin, J. y T. D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*: 491–522.
- Riojas-López, M. E. 2006. Rodent communities in two natural and one cultivated “nopaleras” (*Opuntia* spp.) in north-eastern Jalisco, Mexico. *Journal of Arid Environments* 67: 428–435.
- Rodríguez-Herrera, B., Medellín, R. A. y R. M. Timm. 2007. Murciélagos neotropicales que acampan en hojas. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia.
- Rodríguez-Luna, E., Gómez-Pompa, A., López-Acosta, J. C., Velázquez-Rosas, N., Aguilar-Domínguez, Y. y M. Vázquez Torres. 2011. Atlas de los espacios naturales protegidos de Veracruz. Colección Veracruz Siglo XXI. Secretaría de Educación del Estado de Veracruz, Gobierno del Estado de Veracruz, Xalapa.
- Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora anerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*: 47–64.
- Sánchez-Cordero, V. 1993. Estudio poblacional de la rata de campo *Heteromys desmarestianus* (Heteromyidae) en una selva alta perennifolia de Veracruz, México. En: *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. Medellín, R. y G. Ceballos (eds.), Asociación Mexicana de Mastozología, Publicación Especial No. 1. México, D.F.
- Sánchez-Cordero, V. y T. H. Fleming. 1993. Ecology of tropical Heteromyids. En: *Biology of the family Heteromyidae*. Brown, J. H. y H. H. Genoways (eds.), American Society of Mammalogists 10, Lawrence, Kansas.

- Sánchez-Cordero, V. y R. Martínez-Gallardo. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 14(2): 139–151.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Schnurr, J. L., Canham, C. D., Ostfeld, R. S. y R. S. Inouye. 2004. Neighborhood analyses of small-mammal dynamics: impacts on seed predation and seedling establishment. *Ecology* 85(3): 741–755.
- Schulze, M. D., Seavy, N. E. y D. F. Whitacre. 2000. A comparison of phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32: 174–184.
- Schupp, E. W., Milleron, T. y S. E. Russo. 2002. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. Seed dispersal and frugivory. *Ecology, Evolution and Conservation*: 19–33.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM–059–ECOL–2010, Protección ambiental–Especies nativas de México de flora y fauna silvestres– Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio– Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, segunda sección, 30 de diciembre de 2010.
- Simberloff, D y L. G. Abele, L.G. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *American Naturalist*, 120: 41–50.
- Shanahan, M., SO, S., Compton, S. G. y R. Corlett. 2001. Figeating by vertebrate frugivores: a global review. *Biological Reviews* 76: 529–572.
- Solow, A. R. 1993. A simple test for change in community structure. *Journal of Animal Ecology* 62: 191–193.
- Steffan-Dewenter, I. y T. Tschardt. 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands: a mini review. *Biological Conservation* 104: 275–284.
- Stockwell, C. A., Hendry, A. P. y M. T. Kinnison. 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* 18(2): 94–101.
- Stoner, K. E., Quesada, M., Rosas-Guerrero, V. y J. A. Lobo. 2002. Effects of forest fragmentation on the colima long-nosed bat (*Musonycteris harrisoni*) foraging in tropical dry forest of Jalisco, Mexico. *Biotropica* 34: 462–467.
- Swaine, M. D. y J. B. Hall. 1983. Early successional on cleared forest land in Ghana. *Ecology* 71: 601–627.
- Swaine, M. D. y T. C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetation* 75: 81–86.
- Tabarelli, M., Lopes, A. V. y C. A. Peres. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40: 657–661.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24(2b): 283–292.
- Thies, W. y E. K. V. Kalko. 2004. Phenology of neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). *Oikos* 104: 362–376
- Torres-Morales, L., García-Mendoza, D. F., López-González, C. y R. Muñoz-Martínez. 2010. Bats of northwestern Durango, Mexico: Species richness at the interface of two biogeographic regions. *The Southwestern Naturalist*. 55(3): 347–362.

- Trevelin, L. C., Silveira, M., Port-Carvalho, M., Homem, D. H. y A. P. Cruz Neto. 2013. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management* 291: 136–143.
- Uhl, C. y K. Clark. 1983. Seed ecology of selected amazon basin successional after cutting and burning in the upper Rio Negro of Amazon Basin. *Ecology* 69: 631–649.
- Unidad de Microregiones Cédulas de Información Municipal (SCIM). 2010. Catemaco. En línea: <http://www.microrregiones.gob.mx/zap/datGenerales.aspx?entra=pdzp&ent=30&mun=032> (Consultado 13-mayo-2013).
- Vargas-Contreras, J. A., Medellín, R. A., Escalona-Segura, G. y L. Inferían-Sosa. 2009. Vegetation complexity and bat-plant dispersal in Calakmul, Mexico. *Journal of Natural History* 43 (3–4): 219–243.
- Velázquez-Rosas, N. y J. C. López-Acosta. 2010. La descripción del entorno natural y antropizado. En: *La morada de nuestros Ancestros: Alternativas para la conservación*. Vázquez Zárate, S., Bernard-Medina, H. N. y S. Ladrón de Guevara (eds.), Gobierno del Estado de Veracruz, Consejo Veracruzano de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico.
- Vélez-García, F. y J. Pérez-Torres. 2010. Remoción de semillas por roedores en un fragmento de bosque seco tropical (Risaralda-Colombia). *Revista MVZ Córdoba* 15(3): 22232–22233
- Vera-Conde, C. F. y C. F. D. Rocha. 2006. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic rainforest area in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 983–990.
- Vleut, I., Levy-Tacher, S. I., Galindo-González, J., de Boer, W. F. y N. Ramírez-Marcial. 2012. Tropical rain-forest matrix quality affects bat assemblage structure in secondary forest patches. *Journal of Mammalogy* 93(6): 1469–1479.
- Watling, J. I. y M. A. Donnelly. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20(4): 1016-1025.
- Watson, D. M. 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography* 29(5-6): 823-834.
- Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities, processes and variations*. Cambridge University Press, Cambridge, Vol. 2.
- Wiens, J.A. 1995. Habitat fragmentation: island vs landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137 (Suppl.): 97–104.
- Whittaker, R. J. 1998. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, Oxford.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H. y A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology* 6: 237-256.
- Williams-Linera, G., Manson R. H. y E. Isunza-Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8: 73–89.
- Willig, M. R., Presley, S. J., Bloch, C. P., Hice, C. L., Yanoviak, S. P., Díaz, M. M., Arias Chauca, L., Pacheco, V. y S. C. Weaver. 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica* 39: 737–746.
- Young, A., Boyle, T. y T. Brown. 1996. The populations genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecological and Evolution* 11: 413–418.
- Zamora, P. y G. Castillo-Campos. 1997. *Vegetación y flora del municipio de Tlalnahuayocan, Veracruz*. Universidad Veracruzana, Xalapa.

CURRICULUM VITAE

DATOS PERSONALES

Nombre: Lorena Alejandrina Tzab Hernández

Edad: 27 años

Lugar y Fecha de Nacimiento: Mérida, Yucatán, México, 21 de Julio de 1987

Estado Civil: soltera

CURP: TAHL870721MYNZRR09

FORMACIÓN ACADÉMICA

MAESTRA EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA TROPICAL

Institución: Centro de Investigaciones Tropicales de la Universidad Veracruzana

Nombre del programa: Maestría en Ecología Tropical

Nombre de la tesis: Diversidad de murciélagos y roedores y su relación con la composición vegetal en tres sitios de Los Tuxtlas, Veracruz, México.

Fecha de Examen de grado: 8 de agosto de 2014

LICENCIADA EN BIOLOGÍA

Cédula profesional: 7763601

Institución: Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán

Nombre del programa: Licenciatura en Biología

Nombre de la tesis: Variación Estacional de Murciélagos Frugívoros y Polinectarívoros Relacionados al Recurso Floral en Selvas de la Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos, Yucatán, México

Fecha de Examen Profesional: 30 de mayo de 2012

CAPACITACIÓN

Participación en el curso “Análisis de diversidad”. INECOL, Xalapa, Veracruz, abril-mayo de 2014.

Participación en el curso “Taller de apoyo a la redacción y preparación de artículos científicos”. INECOL, Xalapa, Veracruz, noviembre de 2013.

Participación en el curso “Ecología urbana y del paisaje: integración de procesos humanos y ecológicos a diferentes escalas”. INECOL, Xalapa, Veracruz, septiembre de 2013.

Participación en el XI Congreso Nacional de Mastozoología con la ponencia “Variación Estacional de murciélagos frugívoros y polínectarívoros relacionados al recurso floral en selvas de la Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos, Yucatán, México”. Xalapa, Veracruz, octubre de 2012.

Participación en el XVI Congreso de la Sociedad para la Biología y la Conservación con el cartel “Uso de recursos polínicos por murciélagos en la reserva de la biosfera de Ría Lagartos, Yucatán, México”. Panamá, Panamá, septiembre de 2012.

Asistencia al XV Congreso de la Sociedad para la Biología y la Conservación. Mérida, Yucatán, octubre de 2011.

Apoyo logístico en la organización del XV Congreso de la Sociedad para la Biología y la Conservación. Mérida, Yucatán, octubre de 2011.

Participación en el XV Congreso de la Sociedad para la Biología y la Conservación con el cartel “Variación estacional de murciélagos frugívoros y polínectarívoros relacionados al recurso floral en selvas de la reserva de la biosfera de Ría Lagartos, Yucatán, México”. Mérida, Yucatán, octubre de 2011.

Asistencia al Congreso de Estudiantes del Verano de la Investigación Científica de la Península de Yucatán “Jaguar”. Mérida, Yucatán, octubre de 2010.

Participación en el Programa Verano de la Investigación Científica de la Península de Yucatán “Jaguar” en la Universidad Autónoma de Hidalgo; en Pachuca, Hidalgo, a cargo del Dr. Alberto Rojas Martínez, Junio-Agosto de 2010.

Asistencia al I Primer Encuentro Nacional de Participación Ciudadana para la Sustentabilidad Ambiental: Sociedad y Cambio Climático. Pachuca, Hidalgo, Agosto de 2010.

Asistencia al Congreso de Estudiantes del Verano de la Investigación Científica de la Península de Yucatán. Mérida, Yucatán, septiembre de 2009.

Participación en el Programa Verano de la Investigación Científica de la Península De Yucatán en CIIDR-IPN UNIDAD DURANGO, Durango, a cargo de la Dra. Celia López González, Junio-Agosto de 2009.

Participación en el Programa Institucional de Inglés de la Universidad Autónoma de Yucatán, nivel intermedio, 2006-2008.

PARTICIPACIÓN EN PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN

Participación en el proyecto: Evaluando con un análisis histórico, el impacto antropogénico sobre la diversidad biológica en el trópico: la Isla Agaltepec (Laguna de Catemaco, Ver.) como modelo de estudio. A cargo de Dr. Juan Carlos López Acosta, Dr. Thorsten Krömer, Dra. María Cristina Mac

Swiney González y Dr. Ernesto Rodríguez Luna. **Tareas desempeñadas:** colecta e identificación de frutos y semillas en murciélagos, junio y octubre 2013.

Participación como asesora para el desarrollo de proyectos integradores en la materia de Metodología de la investigación de la Licenciatura en Biología de la Universidad Autónoma de Yucatán, con el trabajo: Eficacia de las técnicas de captura de quirópteros en el campus de ciencias biológicas agropecuarias, septiembre-noviembre 2011. **Tareas desempeñadas:** colecta e identificación de murciélagos.

Participación en el informe final del proyecto: Análisis de la importancia de la estructura vegetal en los patrones de diversidad y abundancia de quirópteros en las selvas de la reserva de la biosfera de ría lagartos, Yucatán, México, a cargo de la Dra. Celia Selem Salas, diciembre 2011.

Participación en el proyecto de: Análisis de la importancia de la estructura vegetal en los patrones de diversidad y abundancia de quirópteros en las selvas de la reserva de la biosfera de ría lagartos, Yucatán, México, a cargo de la Dra. Celia Selem Salas. **Tareas desempeñadas:** colecta e identificación de polen en murciélagos, enero-diciembre 2011.

Apoyo y Seguimiento Técnico A UMAS en el Estado de Yucatán, a cargo del Dr. Rubén Montes Pérez. **Tareas desempeñadas:** Colaboración el proyecto de investigación Dinámica poblacional de venado cola blanca y pecarí de collar en el sur de Yucatán, actividades de manejo nutricional y reproductivo de venado cola blanca y pecarí de la UMA Xmatkuil y preparación de material biológico de venado cola blanca, octubre-junio 2010

Participación en el proyecto de: Mamíferos Silvestres de la Cuenca del Río Mezquital-San Pedro, a cargo de la Dra. Celia López González. **Tareas desempeñadas:** colecta, preparación, identificación y catalogación de ejemplares para el estudio de los mamíferos en CIIDR-IPN UNIDAD DURANGO, julio-agosto 2010.

PUBLICACIONES

Tzab-Hernández, L. A. y M. C. Macswiney-González. 2014. Roedores ¿plagas indeseables o animales útiles? CONABIO. Biodiversitas, 115: 12-16.

MEMORIAS EN EVENTOS

Tzab-Hernández, L., Selem-Salas, C. y J. Tun Garrido. 2011. Variación Estacional de Murciélagos Frugívoros y Polinectarívoros Relacionados al Recurso Floral en Selvas de la Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos, Yucatán, México. Memorias del XV congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación. Revista Mesoamericana 15 (2): 250.

Tzab Hernández, L. y G. Ortiz Salazar. 2010. Quirópteros Polinizadores del Estado de Hidalgo. Memorias del Congreso de Estudiantes del Verano de la Investigación de la Península Jaguar. Universidad Autónoma de Yucatán.

Tzab Hernández, L. y G. Ortiz Salazar. 2009. Colecta, Preparación, Identificación y Catalogación de Quirópteros en el Estado de Durango. Memorias del Congreso de Estudiantes del Verano de la Investigación de la Península de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán.

RECONOCIMIENTOS

Beca para estudios de posgrado otorgada por el CONACYT, septiembre de 2012 a agosto de 2014.

Beca de estudios otorgada por el Programa Nacional de Becas para la Educación Superior (PRONABES) septiembre de 2008 hasta agosto de 2010.

OTROS

Apoyo técnico en la edición especial de la revista Mesoamericana 15 (2).

Miembro de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación desde enero de 2011.

Miembro de la Asociación Mexicana de Mastozoología desde diciembre de 2012-2014.

Ultima actualización 24-agosto-2014