



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**Utilización de grupos funcionales de aves y mamíferos
para la identificación de sitios prioritarios de
restauración en los bosques secos tropicales de
Mesoamérica**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I Ó L O G A

P R E S E N T A:

MARIANA MAYA ROMERO

DIRECTOR DE TESIS:

DAVID ALEXANDER PRIETO TORRES

LOS REYES IZTACALA, EDO. DE MÉXICO, 2023





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

El presente trabajo se desarrolló en el “**LABORATORIO DE BIODIVERSIDAD Y CAMBIO GLOBAL**” (LABIOCG) de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México



Facultad de Estudios Superiores
IZTACALA

Este trabajo fue desarrollado gracias al apoyo del Programa UNAM–
DGAPA–PAPIIT IA202822 “*Identificación de áreas prioritarias para la
conservación de los bosques secos de Mesoamérica: un enfoque
integrativo en la era del cambio climático*”



Los conocimientos y habilidades necesarias para el desarrollo de esta investigación se obtuvieron gracias al curso de capacitación “*Análisis espaciales para estudios de biogeografía y conservación*”, financiado por la Fundación Rufford en el marco del proyecto 28502-B, Convenio UNAM-Rufford con No de registro 58726-757-3-XI-21



Dedicatoria

Para mis padres, José Maya Salazar y María Dolores Romero López, quienes durante toda mi vida han cuidado e impulsado cada uno de mis pasos, y me han enseñado a ser una buena persona. Gracias por ser mis pilares y mi respaldo, espero que siempre puedan sentirse orgullosos de mí. Esto es por y para ustedes. ¡Los amo!

Para mi abuelita Tere, por todo el amor, los cuidados y las bendiciones que me has dado durante toda mi vida. Gracias, por tanto.

Para Fer, gracias por ser la mejor hermana mayor, y abrir el camino para que todo fuera más fácil para nosotras.

Para Ana Lucía, porque a pesar de ser la más chiquita, siempre me has motivado a aspirar a las cosas más grandes y a creer en mi capacidad.

Para Arath, por el apoyo y amor incondicional que me has dado desde el minuto uno. Sin ti, esto no hubiera sido posible. Gracias por ser mi compañero en esta aventura, estoy segura de que nos esperan muchas más, acompañadas de una taza de café.

Para Rubén y Diego, la universidad y la vida adulta hubieran sido más aterradoras sin ustedes, gracias por acompañarme a crecer.

Para Sonic, Nico y Venus.

Pero, especialmente, para mí, por haber aceptado el reto: Aún con miedo, lo logré...

*“Aquel que quiere permanentemente ‘llegar más alto’
tiene que contar con que algún día le invadirá el vértigo”.*

–Milán Kundera

Agradecimientos

Primeramente, quiero agradecer a mi director de tesis, el Dr. David Prieto-Torres, quien confió en mí y me brindó todas las herramientas y conocimientos necesarios para poder desarrollar este proyecto. Siempre tendrá mi admiración y respeto, no sólo por el excelente investigador que es, sino también por la gran vocación que tiene para impulsar cada día a las nuevas generaciones de investigadores dentro de nuestra Universidad.

A mis asesores, el Dr. Oswaldo Tellez, el Dr. Leopoldo Vázquez, el Dr. Francisco Rivera y la Dra. Tania Garrido, por aceptar formar parte de esta última etapa de mi formación profesional, guiarme a resaltar los puntos más importantes de esta investigación y permitirme, gracias a sus comentarios y correcciones, transmitir de la mejor manera los importantes resultados obtenidos en esta investigación.

A todos los profesores y profesoras de quienes tuve el privilegio de aprender. Gracias por dirigirme en este camino e inspirarme para llegar hasta donde estoy.

A la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, por ser mi segunda casa, y regalarme una de las mejores etapas de mi vida, que hoy cierra, pero abre camino a nuevas aventuras...

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Pág.
RESUMEN	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUCCIÓN	11
1.1. Hipótesis.....	14
1.2. Objetivos.....	15
2. MÉTODOS	16
2.1. Área de estudio.....	16
2.2. Selección de especies y obtención de los mapas de distribución.....	17
2.3. Análisis de los impactos de la pérdida de hábitat y la influencia humana.....	18
2.4. Priorización e identificación de áreas de restauración.....	19
2.5. Evaluación del potencial de las áreas de restauración identificadas.....	21
3. RESULTADOS	22
3.1. Especies asociadas y patrones geográficos de distribución.....	22
3.2. Patrones de distribución geográfica.....	23
3.3. Análisis de los impactos de la pérdida de hábitat y la influencia humana.....	26
3.4. Priorización e identificación de áreas de restauración.....	30
3.5. Evaluación del potencial de las áreas de restauración identificadas.....	32
4. DISCUSIÓN	35
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	40
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
7. ANEXOS	49

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

	Pág.
Figura 1. Distribución geográfica de los bosques secos tropicales y las zonas áridas de Latinoamérica (Pennington et al. 2000): El Chaco (gris oscuro), bosques secos (gris) y sabanas (verde oliva). Se indican los principales núcleos de vegetación: 1) Caatinga, 2) Misiones, 3) Pie de Monte, 4) valles interandinos del norte de Perú, Bolivia y Ecuador, 5) costa del Pacífico de Ecuador y Perú, 6) valles interandinos de Colombia y Venezuela, 7) costa del Caribe de Colombia y Venezuela, 8) México y América Central y 9) islas del Caribe. Tomado de: Espinoza et al. (2012).....	16
Figura 2. Número de especies de aves y mamíferos con distribución en el bosque seco tropical mesoamericano incluidas en este estudio considerando los tres grupos funcionales analizados.....	22
Tabla 1. Valores promedios observados para los patrones de distribución y riqueza de especies considerando los grupos taxonómicos (aves vs. Mamíferos) y funcionales (dispersores de semillas, polinizadores y fosoriales) incluidos en este estudio.....	23
Figura 3. Proporción de solapamiento entre las áreas geográficas de distribución de las especies para los tres grupos funcionales analizados y las zonas de distribución del bosque seco tropical mesoamericano. Barras muestran el número de taxones para cada categoría (rango de valores) de proporción del ecosistema cubierto por las especies. Letras en cada gráfica corresponde a los diferentes grupos de análisis: a) aves vs. mamíferos, b) grupos funcionales.....	25
Tabla 2. Riqueza promedio estimada de especies por sitios a través del paisaje del bosque seco tropical mesoamericano considerando los grupos taxonómicos (aves vs. Mamíferos) y funcionales (dispersores de semillas, polinizadores y fosoriales) incluidos en el análisis.....	27
Figura 4. Valores promedios de los grados de solapamiento observado entre la distribución de las especies de grupos funcionales (Dispersores de semillas [A], Polinizadores [B] y fosoriales [C]) en el bosque seco tropical mesoamericano con las áreas de deforestación, protección (ANP) y huella humana (baja, media y alta) analizadas en este estudio.....	29
Figura 5. Áreas prioritarias para las especies de polinizadores, dispersores de semillas y mamíferos fosoriales presentes en el bosque seco tropical de Mesoamérica considerando tres escenarios distintos de análisis: (A) Sitios idóneos (no deforestación); (B) Sitios deforestados, y (C) Áreas consenso de ambos análisis.....	31

Figura 6. Porcentaje de área de distribución geográfica para los vertebrados terrestres del bosque seco tropical mesoamericano en cada uno de los escenarios de restauración planteados en este estudio. Barras de colores muestran el número de taxones estimados para cada categoría de solapamiento observado entre la especie y las cuatro zonas consideradas..... 33

Figura 7. Valores promedios y desviación estándar para la diversidad beta observada entre las zonas (deforestadas, intactas, prioritarias a restaurar) comparadas en este estudio..... 34

RESUMEN

El desarrollo de investigaciones e implementación de planes para la restauración de los ecosistemas se ha vuelto una prioridad dentro de las políticas de conservación de la biodiversidad. No obstante, se necesita del desarrollo de enfoques alternativos que permitan identificar espacialmente cuáles áreas restaurar para de esta manera promover una mayor efectividad en la implementación de estos planes. Por ello, en este trabajo se evaluó el uso de grupos funcionales (dispersores de semillas, polinizadores y organismos fosoriales) de aves y mamíferos como herramientas de análisis para la identificación de áreas prioritarias de restauración de los bosques secos tropicales, sitios *hotspot* de la biodiversidad altamente amenazados por las actividades antrópicas. Se seleccionaron 207 especies asociadas al bosque seco tropical en Mesoamérica, analizando los impactos del uso del suelo y la huella humana en sus patrones geográficos de distribución. Se seleccionaron áreas prioritarias de restauración utilizando el algoritmo “*Additive Benefit Function*” en el programa ZONATION. La efectividad de estas áreas se evaluó en términos de representatividad de especies (incluyendo anfibios, reptiles, aves y mamíferos) y los cambios en los valores de la diversidad alfa (número de especies) y beta (recambio de especies) en el paisaje. Se observó que, en promedio, los organismos polinizadores presentan mayor extensión de distribución y congruencia espacial ($60.33 \pm 18.28\%$) con las zonas de los bosques, en comparación a los dispersores de semillas ($56.63 \pm 19\%$) y fosoriales ($54.77 \pm 20.30\%$). Las áreas de distribución de todas estas especies coinciden, en promedio, en $>75\%$ con zonas con impacto antrópico moderado-alto y extremadamente alto y sólo tienen un $11.69 \pm 5.81\%$ de superficie protegida. Los sitios categorizados como de alto impacto humano muestran los más altos valores de riqueza potencial de especies (>60 spp./km²). Las áreas aquí identificadas como prioritarias a restaurar mostraron una extensión total de 23,321 km² localizadas principalmente en la región occidental de México. La restauración de estas áreas significaría un incremento en el número de especies ($>50\%$) con al menos la mitad de su distribución dentro de áreas con cobertura vegetal favorable, así como un aumento en la riqueza de especies (diversidad alfa) y una reducción en la disimilitud biótica (diversidad beta) a través del paisaje. Dado que estas áreas han sido referidas como centros origen y refugio biogeográfico de los bosques secos de Mesoamérica, la implementación de programas enfocados a la recuperación de estas zonas debe ser considerada una tarea prioritaria a futuro.

ABSTRACT

To develop research and implement action plans focused on the restoration of ecosystems has become a priority issue for decision makers and conservation politics. However, alternative analysis tools into spatially identification about which areas to restore are needed to promote more effective in the implementation of these action plans. For this reason, in this study I evaluated the use of functional groups (seed dispersers, pollinators, and fossorial organisms) for birds and mammals as analysis tools for the identification of priority sites for restoration of biodiversity hotspot areas, such as the tropical dry forests. These forests are globally considered among the most threatened ecosystems by anthropic activities. A total of 207 species highly associated to Mesoamerican tropical dry forests were selected. For these species, I estimated how both current land-use and the human influence levels impact into their geographical distribution patterns. Then, I selected priority restoration sites based on the “Additive Benefit Function” algorithm in the ZONATION software. The effectiveness of the identified priority areas was assessed in terms of representativeness of whole species (including a set of amphibians, reptiles, birds, and mammals) into ecosystem and the estimated changes in both alpha (i.e., species number) and beta (i.e., species turnover) diversity values. It was observed that, on average, pollinating organisms presented greater extensions of distribution and spatial congruence ($60.33 \pm 18.28\%$) with tropical dry forest areas in Mesoamerica, compared to seed dispersers ($56.63 \pm 19\%$) and fossorial ($54.77 \pm 20.30\%$). The distribution areas of all these species show, on average, a spatial coincidence greater than 75% with moderate-high and extremely high anthropic impact areas, but only have $11.69 \pm 5.81\%$ of currently range into protected areas. These sites categorized as high human impact tend to show the highest values of potential species richness (>60 spp./km²). The consensus areas identified here as priority to restore showed a total extension of 23,321 km² located mainly in the northwestern Mexico. The restoration of these priority areas could mean an increase ($>50\%$) in the number of species with at least half of their distribution within areas of favorable vegetation cover, as well as an increase in species richness per site (alpha diversity) and the reduction in biotic dissimilarity (beta diversity) across the landscape. Such areas have been recorded as centers of origin and biogeographic refuge for the biota of dry forests from Mesoamerica. Therefore, the implementation of ecological restoration programs for these areas should be considered a priority task for the future.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, múltiples investigaciones señalan a las actividades antropogénicas como los principales agentes de transformación de más del 75% de los paisajes naturales de la superficie terrestre (Newbold *et al.* 2015, Jacobson *et al.* 2019). La fragmentación y el deterioro de los ecosistemas ha sido tan grande que hoy en día la pérdida de la biodiversidad es considerada una crisis global. La modificación de los paisajes (definidos como mosaicos espaciales de componentes biofísicos y socioeconómicos que interactúan entre sí; Wu 2008) no solamente afecta la riqueza, abundancia y distribución de los organismos, sino que también implica cambios en las historias de vida, en las interacciones ecológicas e incluso en las funciones y servicios ecosistémicos (Díaz *et al.* 2005, Santos & Tellería 2006), provocando así la formación de parches, los cuales se definen como zonas que forman una matriz, la cual difiere de la composición de su entorno.

La heterogeneidad del paisaje además de interrumpir la conectividad estructural de los ecosistemas también afecta el intercambio de nutrientes, los ciclos de flujo de energía y materia, así como una reducción en la resiliencia de las funciones ecosistémicas (ej. fijación de CO₂, infiltración de agua, regulación de temperatura, coberturas que previenen la erosión) indispensables para la vida de los seres humanos (Fischer & Lindenmayer 2009, Oliver *et al.* 2015, Zambrano *et al.* 2019). Por ello, el desarrollo de investigaciones e implementación de planes de manejo enfocados a la recuperación de los ecosistemas se ha vuelto un tema prioritario para los tomadores de decisiones y conservacionistas (Díaz *et al.* 2019, Pearson *et al.* 2019).

La restauración ecológica es un proceso orientado a detener o inhibir los procesos responsables del deterioro ambiental en los ecosistemas, así como a la rehabilitación de estos (Hobbs & Norton 1996). Aunque en muchas ocasiones la comunidad biológica o ecosistema restaurado no podrá ser idéntico al pasado (Choi *et al.* 2008), la meta global —desde una visión holística— es imitar la estructura, función, diversidad y dinámica manteniendo la mayor fidelidad histórica posible (Harris *et al.* 2006, Choi 2007). Esto favorece a acelerar la activación de la capacidad de resiliencia de los ecosistemas, permitiendo de esta manera recobrar su valor natural, social e incluso económico (Choi 2007, Choi *et al.* 2008). Lograr una

restauración efectiva dependerá de los contextos sociales, económicos y tecnológicos de cada caso en particular, especialmente considerando los altos costos de planificación y seguimiento que involucra el desarrollo (a escalas locales y regionales) de este tipo de prácticas tanto para los gobiernos de cada país como para propietarios particulares (Cliquet *et al.* 2021, Martínez-Garza *et al.* 2022). Por lo anterior, es preciso el desarrollo de nuevos enfoques y herramientas que permitan identificar áreas prioritarias de restauración, para orientar los esfuerzos de forma sistemática (optimizando los recursos económicos disponibles) y lograr así una mayor efectividad en la implementación de estos programas (Koleff & Urquiza-Hass 2011, Heinen *et al.* 2020). En ecosistemas, como los bosques secos tropicales esto es considerado un punto crítico de acción dado que son amenazados por los altos grados de pérdida y fragmentación de hábitats (Miles *et al.* 2006, Banda *et al.* 2016, Prieto-Torres *et al.* 2021).

En Latinoamérica, los bosques secos tropicales se encuentran ampliamente distribuidos, desde el noroeste de México hasta el sureste de Brasil, y albergan una alta diversidad y endemismo de especies (ej. plantas [Banda *et al.* 2016] y aves [Prieto-Torres *et al.* 2019]), incluso, se encuentran registrados dentro de las 36 áreas *hotspot* de la biodiversidad global (Ocón *et al.* 2021). En los últimos 20 años, agentes del cambio global (clima y uso de suelo) han impactado negativamente tanto en la estructura como en la composición de las comunidades ecológicas de este ecosistema, provocando una importante disminución de las áreas de distribución de las especies, el incremento en la extinción de taxones endémicos y la alteración en los patrones de diversidad de sus comunidades (Jazen 1988, Golicher *et al.* 2012, Quijas *et al.* 2019, Ocón *et al.* 2021, Prieto-Torres *et al.* 2021). Además, las áreas protegidas existentes para estos bosques realmente no son suficientes para su conservación ni representativas en términos de biodiversidad (Banda *et al.* 2016, Prieto-Torres *et al.* 2018).

Lo anterior, ha generado una fuerte discusión sobre nuestra capacidad de mantener a largo plazo su biodiversidad, así como los importantes servicios ambientales de provisión y regulación que proveen a la humanidad (IPBES 2016). Aunque en los últimos años diversos estudios han abordado la identificación de las zonas de alta prioridad para la conservación de estos bosques en Latinoamérica (ej. Banda *et al.* 2016, Prieto-Torres *et al.* 2018, 2021), son pocas las investigaciones enfocadas en identificar sitios de restauración. Esta situación limita en gran medida nuestra capacidad de desarrollar medidas eficaces para su protección y manejo,

ya que este tipo de información es de vital importancia para los tomadores de decisiones en políticas públicas (Pearson *et al.* 2019).

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el uso de grupos funcionales (Córdova-Tapia & Zambrano 2015, Ballesteros & Pérez-Robles 2016) para identificar y priorizar sitios de restauración de los bosques secos tropicales. Los grupos funcionales se definen como agrupaciones de diversas especies de acuerdo con las similitudes de sus atributos (morfológicos, fisiológicos o conductuales), las cuales desempeñan papeles ecológicos equivalentes considerados como relevantes por sus efectos en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos y la detonación de la resiliencia (Violle *et al.* 2007, Schleuning *et al.* 2023). En este sentido, al utilizar grupos como dispersores de semillas y polinizadores se espera promover la recuperación de las condiciones y funciones naturales de los ecosistemas, así como incrementar su conectividad ecológica (grado en que los paisajes permiten que las especies se muevan libremente y que los procesos ecológicos funcionen sin obstáculos; (Kirk *et al.* 2023)), debido al importante rol que estos desempeñan dentro de la dinámica y estabilidad de los ecosistemas. De hecho, estos grupos de vertebrados podrían considerarse como buenos subrogados o indicadores de la diversidad biológica (Urquiza-Haas *et al.* 2011).

Por ejemplo, se estima que alrededor de 90% de las plantas angiospermas del mundo son polinizadas por animales, lo cual además de aumentar el éxito de la fecundación favorece la variabilidad genética de las poblaciones y reduce la competencia entre individuos (Willson & Traveset 2000, Montoya *et al.* 2012, Simón-Porcar *et al.* 2018, Rurangwa *et al.* 2020). Además, en investigaciones como las realizadas por Montoya y colaboradores, en 2008 y 2012, se señala que los árboles dispersados por zoocoria son resistentes a la pérdida de hábitat siempre y cuando los animales claves que dispersan sus semillas se mantengan presentes. De manera similar reportaron que la polinización mediada por animales aumenta la conectividad entre parches aislados e incrementa la capa vegetal del paisaje, ya que a través de su desplazamiento puede garantizar el éxito en la fecundación de las plantas nativas, así como la dispersión de sus semillas. Además, otros trabajos señalan igualmente la importancia de los mamíferos fosoriales en la recuperación de suelos degradados, debido a que su presencia mejora la distribución de nutrientes en el suelo y favorece la revegetación de los parches (Yoshira *et al.* 2009).

En este sentido, los grupos funcionales animales pueden ser considerados no sólo como buenos subrogados de la biodiversidad sino también de las interacciones biológicas en los ecosistemas. Por ello, se considera que la definición de áreas prioritarias de restauración (siguiendo los criterios de la planeación sistemática para la conservación; ver Margules & Sarkar, 2009) para estos grupos podría representar un excelente primer paso para delinear áreas que proporcionen directamente beneficios a otros taxones (incluyendo plantas e invertebrados) y a los ecosistemas en general (Montoya-Pfeiffer *et al.* 2017, Rurangwa *et al.* 2020). No obstante, aunque se sabe que el efecto que tienen los grupos funcionales sobre los procesos ecosistémicos es mayor que el de la riqueza de especies (Lawler *et al.* 2003, Balvanera 2006, Cariveau *et al.* 2020), son escasos los estudios que evalúan su utilidad para la identificación de áreas de restauración para ecosistemas altamente amenazados.

1.1. Hipótesis

Considerando la función ecológica que desempeñan los grupos funcionales de aves y mamíferos en la estructura de las comunidades y ecosistemas, se espera que la delimitación de áreas de alta concentración de especies dispersoras de semillas, polinizadoras y de hábitos fisoriales como indicadores de la biodiversidad permita identificar adecuadamente áreas prioritarias como sitios candidatos para el desarrollo de proyectos de restauración a futuro. Por ello, se predice que:

P1 = Si las áreas identificadas como prioritarias fuesen restauradas, un incremento en los valores de la diversidad alfa taxonómica será observado para los bosques mesoamericanos en general, especialmente comparando sitios “altamente perturbados remanentes” vs. “no perturbados/restaurados”.

P2 = Si las áreas identificadas fuesen restauradas, los valores de diversidad beta podrían disminuir a través del paisaje de los bosques dado que funcionarían como corredores o sitios de conectividad que favorecerían al intercambio (mayor similitud) de especies entre parches, sin que esto implique reducción de la diversidad alfa espacial o algún proceso de homogenización biótica.

1.2. Objetivos

General

Evaluar la efectividad de utilizar grupos funcionales de aves y mamíferos como herramientas de análisis para la identificación de sitios prioritarios de restauración en los bosques secos tropicales de Mesoamérica, los cuales puedan ser considerados como candidatos en el desarrollo de futuros proyectos que permitan incrementar la conectividad y representatividad de su biodiversidad.

Particulares

1. Caracterizar la composición de los grupos funcionales (dispersores de semillas, polinizadores y de hábitos fosoriales) de mamíferos y aves presentes en los bosques secos tropicales de Mesoamérica para conocer la diversidad de taxones asociados a este tipo de ecosistema en la región.

2. Realizar una priorización jerárquica de las áreas de distribución de los bosques secos tropicales de Mesoamérica de acuerdo con los patrones de riqueza de especies funcionales para así identificar los sitios de alto valor ambiental y alto grado de deforestación.

3. Delimitar áreas prioritarias de restauración considerando los sitios de alta riqueza de especies para la distribución de los grupos funcionales en los bosques de Mesoamérica para así establecer sitios candidatos donde desarrollar futuros proyectos que permitan incrementar la conectividad ecológica y representatividad de su biodiversidad.

4. Evaluar los grados de representatividad para las especies y los patrones de diversidad (alfa y beta) de los vertebrados terrestres que las áreas de restauración identificadas permitirían proteger para así estimar los grados de contribución que estas áreas aportarían a los esfuerzos de conservación de esta biodiversidad.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio: Los bosques secos del Neotrópico comprenden a las áreas con vegetación caducifolia y semi-caducifolia distribuida, discontinuamente, desde México hasta el norte de Argentina y sureste de Brasil, y que incluye también áreas en las islas del Caribe y las Antillas (Banda *et al.* 2016). Su distribución ha sido clasificada en dos grandes regiones: 1) la del grupo del norte, conformado por los bosques secos de las islas del Caribe, Mesoamérica y norte de Suramérica (Colombia y Venezuela); y 2) el grupo del sur, integrado por las zonas de la Caatinga, la Provincia de Misiones, el chiquitano, el Pie de Monte Subandino, los valles interandinos y las costas del Pacífico de Perú y Ecuador (Figura 1).

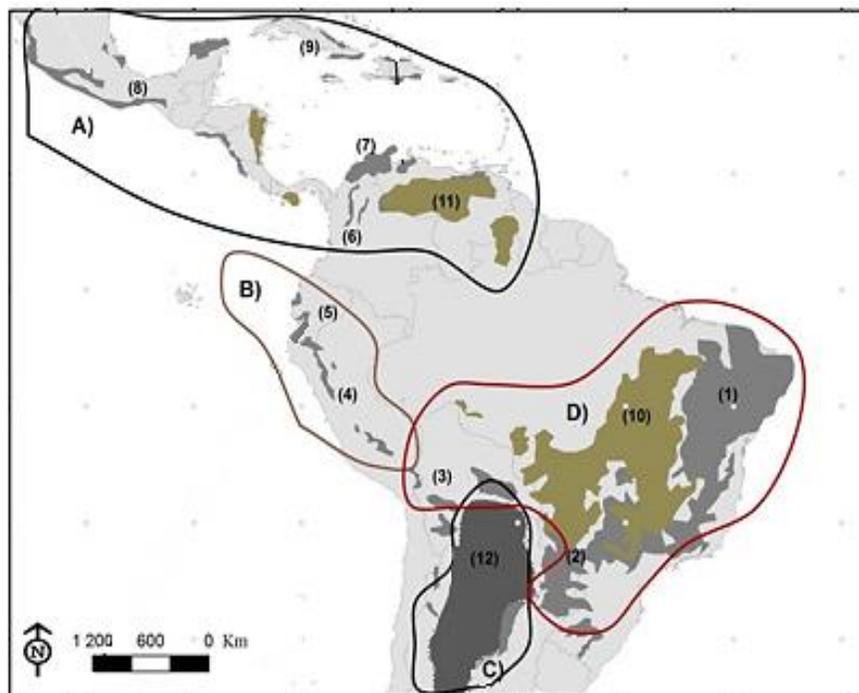


Figura 1. Distribución geográfica de los bosques secos tropicales y las zonas áridas de Latinoamérica (Pennington *et al.* 2000): El Chaco (gris oscuro), bosques secos (gris) y sabanas (verde oliva). Se indican los principales núcleos de vegetación: 1) Caatinga, 2) Misiones, 3) Pie de Monte, 4) valles interandinos del norte de Perú, Bolivia y Ecuador, 5) costa del Pacífico de Ecuador y Perú, 6) valles interandinos de Colombia y Venezuela, 7) costa del Caribe de Colombia y Venezuela, 8) México y América Central y 9) islas del Caribe. Tomado de: Espinoza *et al.* (2012).

Una de las características más distintivas de este ecosistema, es la marcada estacionalidad de meses secos (4-6 meses) donde sus plantas leñosas pierden 50-100% de su cobertura foliar, provocando una gran acumulación de hojarasca que permanece en el suelo hasta la época de lluvia que contribuye así a la formación de suelos ricos y fértiles (Pennington

et al. 2000). En este estudio sólo se consideraron los bosques con distribución en el denominado “clado mesoamericano” (oeste de México, la Península de Yucatán y Centroamérica; Figura 1) dado que estudios previos sugieren una historia biogeográfica y ecológica particular entre estas regiones, que en efecto juega un importante papel en la configuración de la biota a diferentes escalas espaciales (Banda *et al.* 2016, Prieto-Torres *et al.* 2019a, 2019b).

2.2. Selección de especies y obtención de los mapas de distribución: La lista de especies de aves y mamíferos fue compiladas a partir de bibliografía especializada (ej. González-Maya *et al.* 2016, 2017, Stotz *et al.* 1996, Prieto-Torres *et al.* 2019), la consulta de colecciones museísticas y bases de datos en línea de acceso abierto (GBIF [<https://www.gbif.org/>]; VerNet [<http://vertnet.org/>]; iNaturalist [<https://www.inaturalist.org/>]). Para el caso de las aves se utilizaron los listados ya disponibles (>700 spp.) en estudios previos (Prieto-Torres *et al.* 2019, 2020). Para las bases de datos en línea, se utilizó la función “*occ_data*” del paquete “*rgbif*” en el programa R (Chamberlain *et al.* 2019), la cual permite buscar y descargar todos los datos de ocurrencia de las especies reportadas en el área de un polígono (en este caso, la distribución de los bosques secos). La taxonomía utilizada para los nombres de especies, géneros, familias y ordenes corresponden a las propuestas de Birdlife World List v6 (Birdlife International 2022; disponible en <http://datazone.birdlife.org/species/taxonomy>) para el caso de las aves; mientras que, para los mamíferos se empleó la de Wilson y Reeder (2005), disponible en: <http://www.departments.bucknell.edu/biology/resources/msw3/>).

Posteriormente, en un primer filtrado de datos, se descartaron aquellos registros accidentales, donde se incluyeron reportes raros, especies invasoras, exóticas, registros fósiles y aquellas especies cuya distribución no coincide de manera visual con la distribución actual del bosque seco tropical en Mesoamérica (Figura 1). En un segundo filtrado, se seleccionaron aquellas especies descritas, en la literatura especializada, como dispersoras de semillas, polinizadoras y de hábitos fosoriales (Anexo 1). Si bien para muchas especies la información acerca del efecto de la dieta en las poblaciones de plantas no se encuentra disponible, el uso de características como tipo y forma del pico (aves) y mandíbulas (mamíferos) son usados frecuentemente como *proxis* de esta información (Flemming *et al.* 1993, Stotz *et al.* 1996,

Campos *et al.* 2017, Corlett 2017, Mora-Beltrán y López 2018, Zarco-Mendoza 2018, Yang *et al.* 2019, González *et al.* 2019, Armenta-Méndez *et al.* 2020).

Es importante resaltar que en el caso de dispersores de semillas se incluyeron tanto individuos que favorecen al proceso por endozoocoria (tipo de dispersión en donde las semillas pasan por el tracto digestivo (García 1991)) como por epizoocoria (dispersión de semillas que se encuentran adheridos a la superficie corporal de los animales (Gorb *et al.* 2020)). Esto debido a que existen especies que son dispersores facultativos, como el caso de varios loros y roedores, y sus hábitos alimenticios favorecen al transporte (en el pico, pelo, patas, etc.) de diversas especies de plantas que poseen semillas grandes o con ornamentaciones (Blanco *et al.* 2016, Tella *et al.* 2016, Baños-Villalba *et al.* 2017).

Para cada una de las especies seleccionadas en este segundo listado, se descargaron los mapas digitales de extensión de ocurrencia disponibles en la base de datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN; <https://www.iucnredlist.org/>) y Birdlife International (www.birdlife.org). Todos estos mapas fueron transformados a formato ráster con una resolución espacial de 1km² (0.008333 grados decimales) utilizando el programa QGIS 3.22. Además, en un tercer proceso de depuración de especies, se excluyeron todos aquellos taxones cuya distribución geográfica está en menos de un 30% dentro de los bosques secos tropicales mesoamericanos, debido a que aquellas con un grado menor de coincidencia espacial pueden ser consideradas como taxones que habitan (espacial y/o temporalmente) de manera marginal en este tipo de ecosistema (Prieto-Torres *et al.* 2018, 2019b). Por ello, su inclusión podría sesgar la identificación de patrones en la biodiversidad (ej. Rojas-Soto *et al.* 2003, Sánchez-González *et al.* 2008). Finalmente, para cada una de las especies de este tercer listado se indicaron los grados de amenaza considerando las categorías: Preocupación menor (LC), Casi Amenazadas (NT), Vulnerable (VU), En peligro (EN) y en Peligro crítico (CR).

2.3. Análisis de los impactos de la pérdida de hábitat y la influencia humana: Se calculó el porcentaje de área de distribución de cada especie que coincide con sitios del paisaje extremadamente perturbados. Para ello, se descargó el mapa de cobertura terrestre global (con una resolución espacial de 300m²) para el año 2018 (*ESA Climate Change Initiative*; disponible

en: <https://www.esa-landcover-cci.org/>), el cual incluye la compilación de mediciones diarias globales para describir la superficie terrestre en 37 capas originales de cobertura vegetal de acuerdo con el Sistema de Clasificación de la Cubierta Terrestre de las Naciones Unidas (Li *et al.* 2018). Siguiendo el enfoque de Prieto-Torres *et al.* (2021), este mapa fue reclasificado, a una resolución espacial de 1km² (igual a la utilizada en los mapas de las especies) considerando la técnica de remuestreo "mayoritario" en el programa ArcMap 10.2.2 (ESRI 2010), tomando en cuenta dos categorías: áreas perturbadas (ej. sitios agrícolas, de cultivos, pastizales, áreas deforestadas y asentamientos urbanos) vs. áreas de vegetación intacta (sin uso antrópico del suelo). Posteriormente, utilizando la librería “*raster*” del programa R (R-Team Core, 2021), se realizó sumatoria de las capas (mapas) de cada especie con las áreas de vegetación intacta/perturbadas y se determinó la proporción de coincidencia en cada categoría.

Por otra parte, como una medida adicional del impacto de la presión humana en las áreas de distribución de las especies, se utilizó el mapa ráster del “Índice de Huella Humana” (Human Footprint Index; HFI) propuesto por Venter *et al.* (2016). Este mapa muestra una jerarquización —que va de 0 (áreas no antropogénicas) a 100 (valor máximo de presión humana)— con valores de influencia antrópica considerando la información existente de densidad de población, uso del suelo e infraestructura (áreas construidas, iluminación nocturna, etc.), así como de accesos y movimiento (carreteras, vías férreas, ríos navegables, etc.) (Venter *et al.* 2016, Watson *et al.* 2016). Siguiendo a Jones *et al.* (2018) y Bolochio *et al.* (2020), el ráster HFI original se reclasificó en tres categorías: intervención humana baja (de 1 a 20); intervención humana moderada-alta (de 20 a 40) e intervención humana extremadamente alta (de 40 a 100). Posteriormente, se realizó la suma del mapa de distribución de cada especie con las tres categorías de huella humana y se calculó la proporción de la distribución que coincidió con cada una de ellas. Además, se calculó el valor promedio de riqueza potencial de especies estimado para cada categoría de intervención humana partiendo del mapa obtenido al realizar una suma de las áreas de distribución de las especies seleccionadas (Bolochio *et al.* 2020).

2.4. Priorización e identificación de áreas de restauración: Se utilizó el programa ZONATION 4.0.0b (Moilanen *et al.* 2014), el cual proporciona un método cuantitativo para la selección jerarquizada de sitios idóneos para la implementación de actividades de restauración.

Esta selección se realizó de acuerdo con las características de la biodiversidad (especies, ecosistemas, etc.) y de las configuraciones espaciales (ej. características de uso de suelo, huella humana, etc.) del área (Di Minin *et al.* 2014, Moilanen *et al.* 2014). Para este estudio se implementó el algoritmo “*Additive Benefit Function*” (ABF) como regla de selección de áreas en el ZONATION, el cual prioriza la selección de áreas con los mayores valores de riqueza de especies (Moilanen *et al.* 2014).

Para la delimitación de áreas prioritarias de restauración se realizaron dos análisis de priorización tomando en cuenta: (a) la definición de áreas prioritarias para los patrones de concentración de especies en un escenario “sin pérdida de hábitat”; y (b) la definición de áreas prioritarias, jerarquizando los sitios de riqueza considerando la existencia de zonas que actualmente permanecen como deforestados y/o altamente degradados. Para ello, se consideró el uso de variables de intervención humana a partir de los datos dispuestos en los mapas de cobertura terrestre global y huella humana en los análisis previos. Además, las áreas protegidas existentes (IUCN & UNEP-WCMC 2021) fueron utilizadas como una máscara jerárquica (es decir, seleccionadas como la primera opción dentro del análisis), un enfoque utilizado para seleccionar áreas para alcanzar una expansión óptima y equilibrada a un menor costo de los sistemas nacionales de conservación (Di Minin *et al.* 2014, Moilanen *et al.* 2014).

Posteriormente, se calcularon las curvas de rendimiento en cada resultado, las cuales permitieron determinar los valores de representatividad de las especies dentro de las áreas definidas y seleccionadas como prioritarias. Para ello, se consideraron como metas de conservación la protección/recuperación del 17% (“*Aichi Target*”; UNEP 2010) y el 30% (“*Post-2020 conservation goals*”; Woodley *et al.* 2019) del área de estudio. Todas las áreas espaciales identificadas fueron comparadas y concatenadas para delimitar áreas consensos, las cuales para efectos de este trabajo fueron consideradas como áreas prioritarias de restauración, pues teóricamente representan sitios de alta importancia ecológica (i.e., alta concentración o riqueza para los grupos funcionales), pero a la vez corresponden a sitios altamente degradados y/o deforestados, que no presentan ningún tipo de protección oficial en el sistema de áreas naturales protegidas (ej. Prieto-Torres *et al.* 2021).

2.5. Evaluación del potencial de las áreas de restauración identificadas: Se realizó un análisis de complementariedad para cuantificar los cambios en los grados de representatividad que la restauración de los sitios prioritarios significaría dentro de los patrones de distribución de las especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos con distribución conocida en los bosques secos tropicales de Mesoamérica. Para ello, primeramente, se descargaron los polígonos de distribución (transformados a formato ráster a 1km² de resolución) propuestos por la IUCN para todas las especies posibles de estos grupos taxonómicos y se calculó el porcentaje del mapa dentro del bosque que representan para cada especie las áreas prioritarias definidas. El número total de especies incluidas en este análisis fue de 1,487 taxones (anfibios = 165 spp.; reptiles = 392 spp.; aves = 705 spp.; mamíferos = 225 spp.).

Posteriormente, se calcularon los valores de riqueza alfa (número de especies) y beta (recambio de especies; Baselga 2013) taxonómica para los bosques secos tropicales considerando: (a) únicamente las áreas actualmente deforestadas (definido como “deforestación actual”); (b) las áreas de distribución intacta y las áreas protegidas existentes de los bosques (definido como “áreas intactas”); (c) el conjunto formado por las áreas de distribución intacta y los sitios actualmente deforestados identificados como prioridades de restauración (definidos como “áreas prioritarias 17% y 30%”, respectivamente); y d) el remanente de las áreas deforestadas que quedarían tras la restauración de las áreas prioritarias acá identificadas (definidas como “deforestación remanente”). Para ello, se utilizó como unidad de distancia el índice de Whittaker mediante la paquetería “*BiodiversityR*” del programa R (Kindt & Kindt 2019). El índice de Whittaker permite medir la magnitud de cambio en la composición de las especies entre diferentes comunidades en un paisaje, es decir indica esencialmente cuán diferentes son las especies entre las distintas áreas analizadas (Whittaker 1977, Magurran 1988). Para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los valores de diversidad beta obtenidos para las diferentes categorías de áreas analizadas se utilizó una prueba de Kruskal-Wallis en el programa estadístico R (R-Core Team, 2022).

3. RESULTADOS

3.1. Especies asociadas y patrones geográficos de distribución: Se obtuvo un primer listado de 1,466 especies (942 de aves y 524 de mamíferos) con registros históricos de presencia en los bosques secos tropicales de Mesoamérica. De este listado, más de un 40.0% de los taxones corresponden a especies exóticas, erráticas, no nativas o registros fósiles. Al finalizar el proceso de verificación y depuración, un total de 207 taxones (110 aves y 97 mamíferos) fueron reportados como especies con un mínimo del 30% de su distribución dentro del bosque seco tropical mesoamericano y de los rasgos funcionales de interés. Para el caso de las aves, las especies reportadas incluyeron 10 órdenes, 28 familias, y 68 géneros, mientras que los mamíferos incluyeron 9 órdenes, 18 familias y 58 géneros. El grupo funcional con mayor número de especies fue el de dispersores de semillas con 175 taxones (92 aves y 83 mamíferos), seguido por polinizadores con 26 (18 aves y 8 mamíferos). Los organismos fosoriales son sólo 6 especies (3% del universo de datos) de mamíferos (Figura 2).

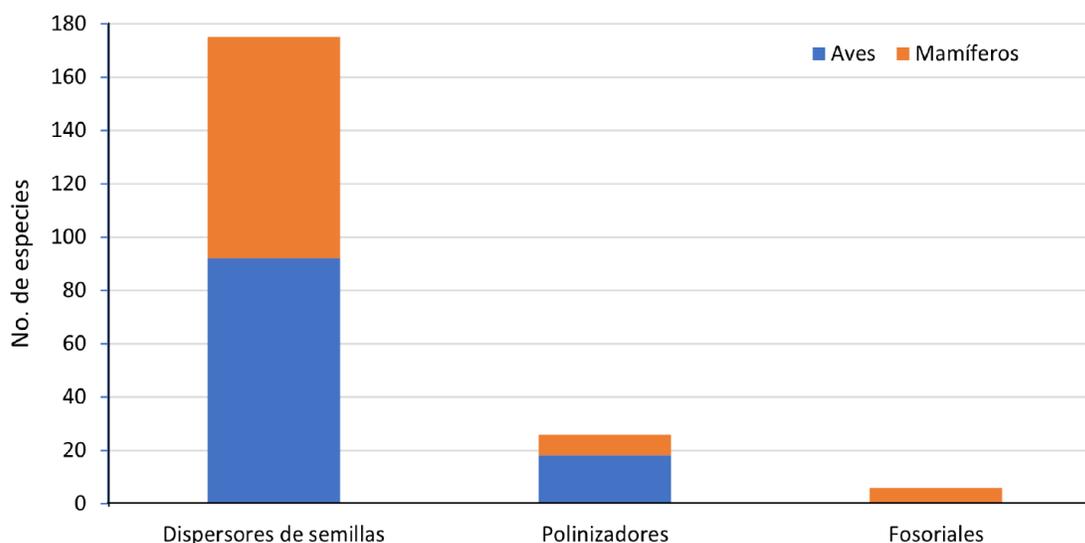


Figura 2. Número de especies de aves y mamíferos con distribución en el bosque seco tropical mesoamericano incluidas en este estudio considerando los tres grupos funcionales analizados.

De acuerdo con las categorías de amenaza propuestas por la IUCN, el listado final de especies obtenido incluye dos especies (Ave: *Amazona auropalliata* y *Toxostoma guttatum*) categorizadas como en peligro crítico, tres en peligro de extinción (un ave [*Amazona finschi*] y dos mamíferos [*Ateles geoffroyi* y *Peromyscus winkelmanni*]), ocho como casi amenazadas (siete aves [*Cyanocorax dickeyi*, *Doricha eliza*, *Forpus cyanopygius*, *Melanoptila*

glabrirostris, *Passerina rositae*, *Peucaea sumichrasti* y *Vireo bairdi*] y un mamífero [*Leptonycteris yerbabuenae*]) y 11 como especies vulnerables (cinco son aves [*Amazilia luciae*, *Ara militaris* *Cyrtonyx ocellatus*, *Eupsittula canicularis* y *Thalurania ridgwayi*] y seis mamíferos [*Alouatta palliata*, *Mazama pandora*, *Musonycteris harrisoni*, *Peromyscus simulus*, *Sigmodon alleni*, y *Spilogale pygmaea*]). En total, 183 especies (95 aves y 88 mamíferos) están categorizadas como de preocupación menor y una (Mammalia: *Mazama temama*) como de datos insuficientes. Desde el punto de vista de grupos funcionales, los dispersores de semillas incluyen 13 especies amenazadas (i.e., CR, EN y VU), seis casi amenazadas, 155 como de preocupación menor y una con datos insuficientes. Por su parte, los polinizadores presentan tres especies vulnerables, dos casi amenazadas y 21 como de preocupación menor. Todas las especies fosoriales son categorizadas actualmente como de preocupación menor por la IUCN (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedios observados para los patrones de distribución y riqueza de especies considerando los grupos taxonómicos (aves vs. Mamíferos) y funcionales (dispersores de semillas, polinizadores y fosoriales) incluidos en este estudio.

	No. taxones (amenazados)	Distribución dentro del BST	Proporción del área de distribución deforestada	Proporción del área de distribución protegida	Riqueza taxonómica (spp./sitio)
GRUPOS TAXONÓMICOS					
Aves	110 (7)	61.61 ± 18.89%	27.00 ± 10.37%	11.30 ± 6.31%	24.06 ± 13.24
Mamíferos	97 (9)	51.86 ± 17.62%	28.39 ± 7.40%	12.13 ± 5.19%	31.01 ± 16.15
GRUPOS FUNCIONALES					
Dispersores	175 (13)	56.63 ± 19.00%	27.76 ± 8.71%	12.02 ± 5.87	47.19 ± 21.75
Polinizadores	26 (3)	60.33 ± 18.28%	28.16 ± 12.01%	9.73 ± 4.37%	7.38 ± 3.97
Fosoriales	6 (0)	54.77 ± 20.30%	22.21 ± 3.68%	10.47 ± 8.57%	0.52 ± 0.73

3.2. Patrones de distribución geográfica de las especies: De manera general, las especies mostraron patrones de distribución geográfica en Mesoamérica con extensiones que van desde 374 km² (Mammalia: *Peromyscus winkelmanni*) hasta 2,562,599 km² (Mammalia: *Nasua narica*). Estas especies mostraron, en promedio, una distribución coincidente en 57.04 ± 18.90% con la distribución del ecosistema. Sólo 15 taxones (*Chiroxiphia linearis*, *Eupsittula canicularis*, *Icterus pectoralis*, *Melanerpes hoffmannii*, *Melozone leucotis*, *M. harrisoni*, *Notocitellus annulatus*, *Ortalis leucogastra*, *Passerina rositae*, *Peromyscus gymnotis*, *P. perfulvus*, *P. simulus*, *Peucaea sumichrasti*, *Thalurania ridgwayi* y *Trogon citreolus*)

mostraron los valores más altos (>90%). La especie con menor extensión dentro del área de estudio fue *P. winkelmanni* (con 176 km²) mientras que *N. narica* (con 727,866 km²) fue la especie con mayor extensión en área de distribución dentro del ecosistema. Se observó que un 23.18% de las especies ocupan extensiones menores al 10% del área total existente del bosque seco tropical en Mesoamérica, por lo que son consideradas como geográficamente restringidas. Un 29.46% de las especies se distribuyen en un 10-25% de la extensión geográfica del bosque seco, un 30.91% en 25-50% y tan sólo un 16.42% de las especies se distribuyen en más del 50% (consideradas como ampliamente distribuidas) de la extensión total del ecosistema.

Desde el punto de vista de grupos taxonómicos, las aves presentaron patrones de distribución en Mesoamérica con superficies que van de 599 km² (*Spindalis zena*) a 2,010,644 km² (*Crotophaga sulcirostris*). Las 110 especies seleccionadas mostraron en conjunto una coincidencia espacial promedio de $61.61 \pm 18.89\%$ con la distribución del bosque seco tropical mesoamericano. Para estas especies se observó que el 29.09% posee menos del 10% de su distribución geográfica dentro del ecosistema, un 30.90% de las especies ocupan entre 10-25% de extensión geográfica, un 28.18% entre 25-50% y sólo el 11.81% están presentes más del 50% de las áreas de extensión conocidas de los bosques secos mesoamericanos (Figura 3a). Por su parte el grupo de los mamíferos presentaron un valor promedio de $51.86 \pm 17.62\%$ de superposición espacial con el bosque seco tropical. En su conjunto, un 16.49% de estas especies de mamíferos se encuentran distribuidas en menos de 10% de las áreas de extensión del bosque seco tropical mesoamericano, el 27.83% se distribuyen en un 10-25% de las áreas del ecosistema, mientras que un 34.04% ocupan entre el 25-50% de las áreas de distribución del bosque en Mesoamérica. Sólo el 21.64% de los mamíferos seleccionados mostraron patrones geográficos de distribución en más del 50% del ecosistema (Figura 3a).

Desde la perspectiva de grupos funcionales, los polinizadores presentaron áreas de distribución en Mesoamérica que van de los 67,062 km² (Mammalia: *M. harrisoni*) hasta los 1,190,784 km² (Ave: *Cyananthus latirostris*) con valores de coincidencia espacial promedio de $60.33 \pm 18.28\%$ con el bosque seco tropical. Para los dispersores de semillas, las áreas de distribución van desde los 374 km² (Mammalia: *P. winkelmanni*) hasta los 2,010,644 km² (Ave: *C. sulcirostris*), con un promedio de $56.63 \pm 19\%$ de coincidencia espacial con las áreas de distribución del bosque seco tropical de la región. Asimismo, los organismos fosoriales

tuvieron distribuciones geográficas con extensiones desde los 47,740 km² (Mammalia: *Cryptotis goodwini*) a 1,846,227 km² (Mammalia: *Megasorex gigas*) en Mesoamérica, y presentaron un valor promedio de $54.77 \pm 20.30\%$ de coincidencia espacial con el ecosistema.

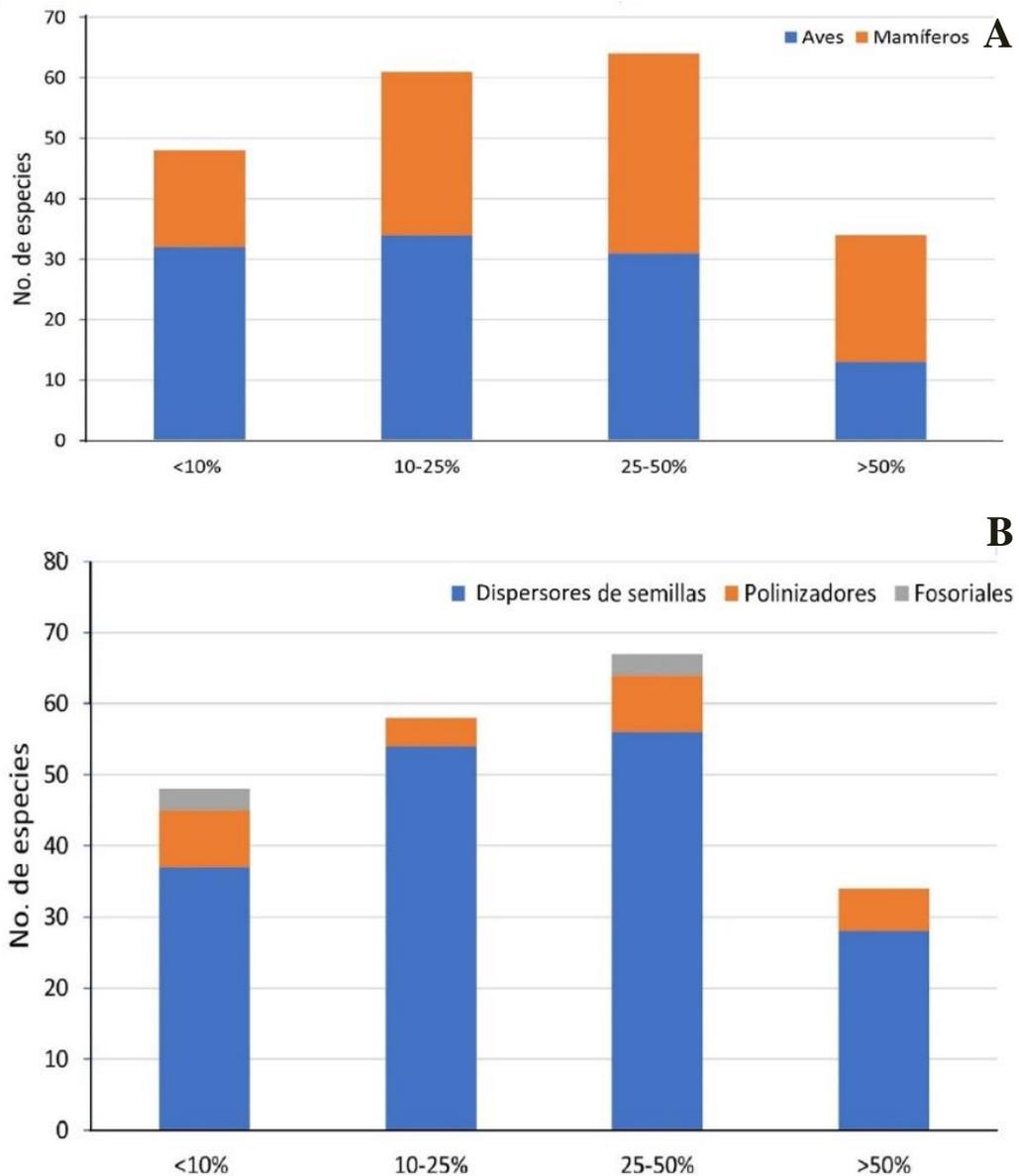


Figura 3. Proporción de solapamiento entre las áreas geográficas de distribución de las especies para los tres grupos funcionales analizados y las zonas de distribución del bosque seco tropical mesoamericano. Barras muestran el número de taxones para cada categoría (rango de valores) de proporción del ecosistema cubierto por las especies. Letras en cada gráfica corresponde a los diferentes grupos de análisis: a) aves vs. mamíferos, b) grupos funcionales.

Es importante resaltar que para estos grupos de especies se observó que el 21.14% de los dispersores de semillas y el 30.76% de los polinizadores se distribuyen en menos de 10% de las áreas del bosque seco tropical conocidas en Mesoamérica. Además, un 30.85% de las especies de dispersores de semillas y 15.38% de los polinizadores tienen distribución actual en un 10-25% de las áreas de extensión del bosque seco, mientras que cerca del 31% de especies (para ambos grupos funcionales) se distribuyen en un 25-50% de las áreas del ecosistema. El número de especies dispersoras de semillas y polinizadoras que se encuentran en más del 50% de las áreas existentes del bosque seco tropical en Mesoamérica fue del 16% ($n = 28$) y 23.07% ($n = 6$), respectivamente. Para el caso de las especies fosoriales se observó que el 100% de los taxones tienen distribución en menos del 25% de las áreas de extensión del bosque (Figura 3b).

3.3. Análisis del impacto de la pérdida de hábitat y la influencia humana: Se observó que las áreas de distribución de las 207 especies muestran un alto porcentaje de superposición ($27.65 \pm 9.10\%$) con los sitios identificados con un nivel de deforestación dentro del bosque seco tropical mesoamericano. La especie con menor porcentaje de pérdida de área de distribución fue *C. dickeyi* (0.78%), mientras que *D. eliza* fue la especie con mayor extensión de distribución impactada (82.02%). Sólo tres especies (un mamífero [*P.winkelmanni*] y dos aves [*Amphispiza quinquestriata* y *C. dickeyi*]) tienen menos del 10% de su distribución geográfica dentro de áreas perturbadas. Un total de 75 taxones mostraron valores entre 10-25% de su extensión geográfica con áreas perturbadas, 124 taxones valores entre 25-50%, y sólo cinco especies con valores mayores al 50% de perturbación en su distribución. Además, los patrones de distribución de las especies mostraron una coincidencia espacial del $11.69 \pm 5.81\%$ con las Áreas Naturales Protegidas de la región mesoamericana. Se observó que dos especies (un ave [*C. dickeyi*] y un mamífero [*P.winkelmanni*]) no muestran coincidencia con estas áreas de conservación y sólo cuatro especies (un mamífero [*P.simulus*] y tres aves [*S. zena*, *T. guttatum* y *V. bairdi*]) tienen más del 30% de su distribución geográfica dentro del sistema de protección. En general, las áreas de vegetación intacta mostraron valores más altos de riqueza de especies (60.65 ± 20.61) que los sitios deforestados (55.87 ± 22.10) y protegidos (54.99 ± 24.21 ; Tabla 2).

Tabla 2. Riqueza promedio estimada de especies por sitios a través del paisaje del bosque seco tropical mesoamericano considerando los grupos taxonómicos (aves vs. Mamíferos) y funcionales (dispersores de semillas, polinizadores y fosoriales) incluidos en el análisis.

	ANP	AC	AD	IHB	IHMA	IHEA
GRUPOS TAXONÓMICOS						
Aves	30.90 ± 17.16	34.68 ± 14.90	29.71 ± 16.32	30.75 ± 13.49	34.49 ± 14.95	35.38 ± 14.32
Mamíferos	27.27 ± 13.61	29.89 ± 13.07	29.25 ± 12.73	20.26 ± 13.29	30.31 ± 11.84	35.92 ± 10.23
GRUPOS FUNCIONALES						
Dispersores	47.51 ± 20.87	52.03 ± 17.76	47.90 ± 18.97	41.03 ± 18.85	52.16 ± 16.55	57.88 ± 13.96
Polinizadores	7.08 ± 3.76	8.01 ± 3.54	7.5 ± 3.60	5.73 ± 2.80	8.18 ± 3.48	9.11 ± 3.07
Fosoriales	0.40 ± 0.63	0.61 ± 0.78	0.46 ± 0.68	0.36 ± 0.56	0.62 ± 0.80	0.63 ± 0.77
BIOTA TOTAL	54.99 ± 24.21	60.65 ± 20.61	55.87 ± 22.10	47.12 ± 20.15	60.96 ± 19.38	67.62 ± 16.60

*Acrónimos en la tabla corresponden a las diferentes categorías de las áreas analizadas: ANP = Áreas naturales protegidas; AC = Áreas conservadas (vegetación intacta); AD = Áreas deforestadas; IHB = áreas con intervención humana baja; IHMA = áreas con intervención humana moderada-alta; y IHEA = áreas con intervención humana extremadamente alta

Desde el punto de vista de grupos taxonómicos, se observó que las aves presentan en promedio un $27.00 \pm 10.37\%$ de su distribución dentro de zonas identificadas como deforestadas o perturbadas, mientras que los mamíferos mostraron valores promedios de $28.39 \pm 7.40\%$. Además, se observó que las aves presentan en promedio un $11.30 \pm 6.31\%$ de su distribución dentro de zonas identificadas como áreas protegidas, mientras que para los mamíferos la proporción de áreas protegidas en sus distribuciones fue en promedio de $12.13 \pm 5.19\%$. En general, la riqueza de especies esperada para ambos grupos taxonómicos fue mayor en áreas de vegetación intacta (34.68 ± 14.90 [aves] y 29.89 ± 13.07 [mamíferos]) en comparación a sitios deforestados (29.71 ± 16.32 [aves] y 29.25 ± 12.73 [mamíferos]) y/o actualmente protegidos (30.90 ± 17.16 [aves] y 27.27 ± 13.61 [mamíferos]; Tabla 2).

Para los grupos funcionales analizados (Figura 4; Tabla 2), se identificó que en promedio el $27.76 \pm 8.71\%$ de las áreas de distribución geográfica conocidas para los dispersores de semillas coinciden con las áreas de pérdida de cobertura vegetal, mientras que los polinizadores y organismos fosoriales mostraron valores promedios de $28.16 \pm 12.01\%$ y $22.21 \pm 3.68\%$, respectivamente. De forma detallada, se constató que sólo tres especies (dos aves [*A. quinquestriata* y *C. dickeyi*] y un mamífero [*P. winkelmanni*]), pertenecientes al grupo de dispersores, presentan los valores más bajos (<10%) de área deforestada dentro del bosque

seco tropical mesoamericano. Nueve taxones de los polinizadores, 61 de dispersores de semillas y cinco de fosoriales poseen un solapamiento entre 10-25% con áreas deforestadas, mientras que 16 taxones de polinizadores, 107 de dispersores de semillas y sólo una especie (*O. grandis*) poseen entre 25-50% de coincidencia espacial con áreas perturbadas. Además, cinco especies (un polinizador [*D. eliza*].] y cuatro dispersores de semillas [*Campylorhynchus chiapensis*, *P. gymnotis*, *P. simulus*, *Peucaea sumichrasti*]) coincidieron en más del 50% con áreas afectadas. Además, se observó que en promedio el sistema de áreas protegidas cubre un 12.02 ± 5.87 % de las áreas de distribución geográfica conocidas para los dispersores de semillas, un 9.73 ± 4.37 % en el caso de los polinizadores y 10.47 ± 8.57 % para los organismos fosoriales (Figura 4).

Por otra parte, al evaluar los impactos de la influencia o huella humana en los patrones de distribución de las 207 especies seleccionadas se observó que, en promedio, un 21.88 ± 9.48 % de las áreas de distribución muestran coincidencia espacial con zonas extremadamente impactadas por la presencia humana; mientras que un 62.21 ± 7.37 % corresponden a zonas con valores de huella humana moderada-alta y sólo un 15.91 ± 11.68 % son superficies con influencia humana baja. En este sentido, las aves presentaron una coincidencia del 21.62 ± 10.90 % de su distribución con las áreas identificadas como de huella humana extremadamente alta, un 61.49 ± 8.47 % con zonas de huella humana moderada-alta y sólo un 16.87 ± 13.45 % de su distribución coincide con áreas de menor impacto humano. En el caso de los mamíferos se observaron valores promedios de 22.13 ± 7.61 % de áreas de distribución con influencia humana extremadamente alta, un 63.03 ± 5.82 % con áreas de impacto moderado-alto y sólo un 14.82 ± 9.22 % con zonas de baja influencia humana.

Este mismo patrón se presentó en los grupos funcionales. En promedio se obtuvo que las zonas de huella humana extremadamente alta coinciden con el 21.42 ± 9.50 % de la distribución de los organismos dispersores de semillas, con el 24.60 ± 8.53 % de la distribución de los polinizadores y el 22.70 ± 12.35 % de las áreas de presencia de las especies fosoriales. Además, las zonas de huella humana moderada-alta coinciden en promedio con el 61.74 ± 7.27 % con la distribución de los dispersores de semillas, un 64.32 ± 7.02 % con las de los polinizadores y un 68.16 ± 8.97 % con la de los organismos fosoriales. La media de las áreas identificadas como de huella humana baja representan sólo el 16.81 ± 11.83 % de las zonas de

distribución para los dispersores de semillas, un $9.13 \pm 13.00\%$ de los organismos fosoriales y un $11.07 \pm 8.61\%$ para los polinizadores (Figura 4).

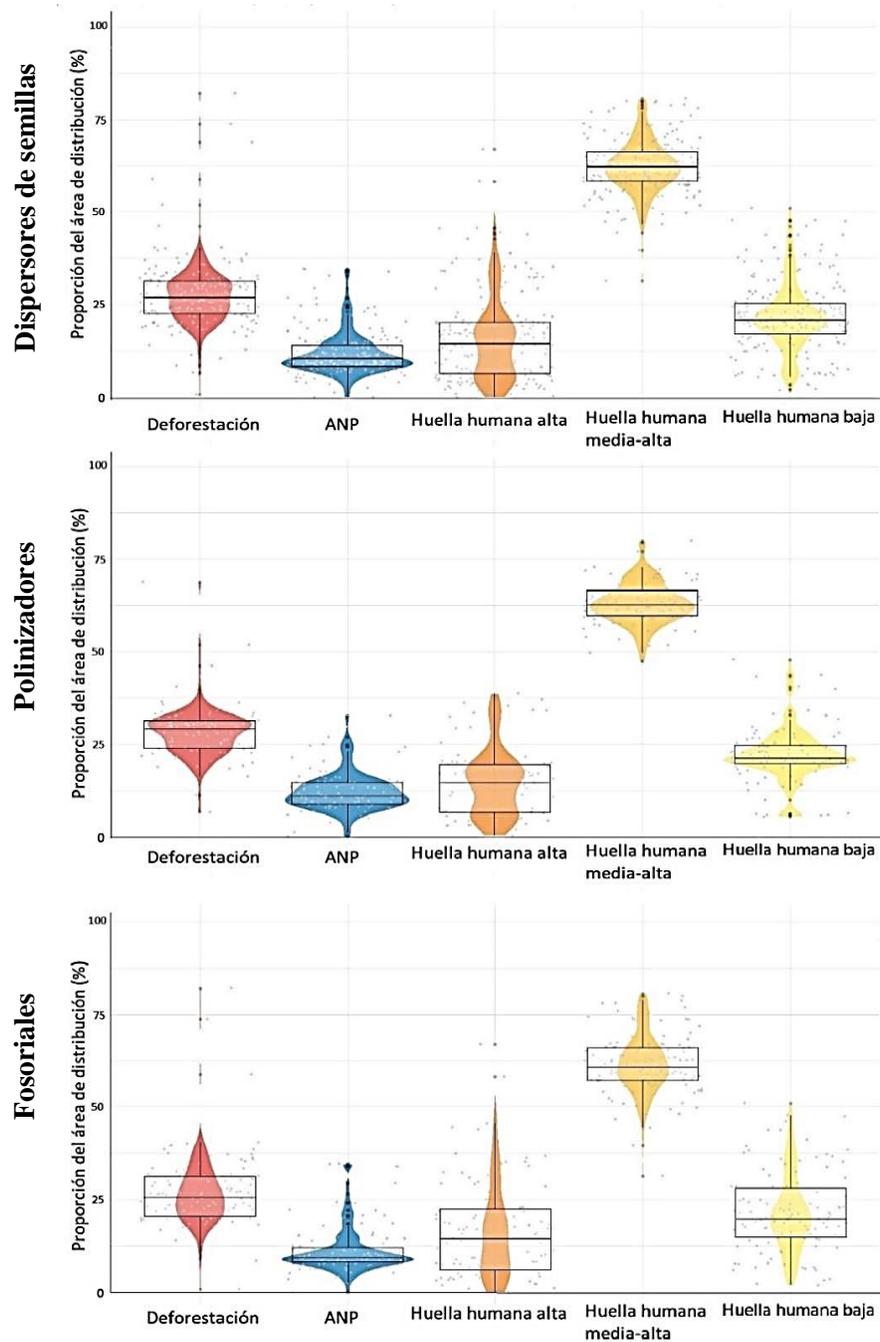


Figura 4. Valores promedios de los grados de solapamiento observado entre la distribución de las especies de grupos funcionales (Dispersores de semillas [A], Polinizadores [B] y fosoriales [C]) en el bosque seco tropical mesoamericano con las áreas de deforestación, protección (ANP) y huella humana (baja, media y alta) analizadas en este estudio.

Finalmente, en cuanto a los patrones de riqueza potencial de especies observados en estos tres sitios de influencia humana, se obtuvo que en promedio los sitios de huella humana extremadamente alta y huella humana moderada-alta tienden a mostrar valores de 67.62 ± 16.60 spp./km² y 60.96 ± 19.38 spp./km², respectivamente. Las áreas con huella humana baja poseen en promedio 47.12 ± 20.15 spp./km² de la biota total analizada (Tabla 2). Desde el punto de vista taxonómico, los sitios de huella humana extremadamente alta mostraron valores de riqueza potencial de especies de 35.38 ± 14.32 spp./km² para las aves y 35.92 ± 10.23 spp./km² para los mamíferos, mientras que las áreas identificadas con huella humana moderada-alta tienden a mostrar valores de 34.49 ± 14.95 spp./km² para las aves y 30.31 ± 11.84 spp./km² para los mamíferos. Las áreas con huella humana baja tienen, en promedio, valores de 30.75 ± 13.49 spp./km² y 20.26 ± 13.29 spp./km² para aves y mamíferos, respectivamente (Tabla 2). A nivel de grupos funcionales, las áreas con mayor riqueza específica de especies fueron las de huella humana extremadamente alta (57.88 ± 13.96 spp./km² [dispersores de semillas]; 9.11 ± 3.07 spp./km² [polinizadores] y 0.63 ± 0.77 spp./km² [fosoriales]) y huella humana moderada-alta (52.16 ± 16.55 spp./km² [dispersores de semillas]; 8.18 ± 3.48 spp./km² [polinizadores] y 0.62 ± 0.80 spp./km² [fosoriales]). Los sitios con huella humana baja mostraron, en promedio, valores de riqueza potencial de especie por kilómetro cuadrado de: 41.03 ± 18.85 (dispersores de semilla), 5.73 ± 2.80 (polinizadores) y 0.36 ± 0.56 (organismos fosoriales) (ver Tabla 2).

3.4. Priorización e identificación de áreas de restauración: Los resultados obtenidos de ZONATION mostraron que, bajo un escenario de condiciones idóneas (sin pérdida de cobertura vegetal) para las especies, las áreas identificadas como prioritarias para la restauración se encontrarían principalmente a lo largo del occidente mexicano. De hecho, se identificó que el 30% de la superficie más prioritaria (aproximadamente 249,600 km²), en términos de riqueza de los grupos funcionales (polinizadores, dispersores de semillas y fosoriales), conforma un corredor que inicia desde el sur del estado de Sonora hasta las costas del Pacífico en el norte de Chiapas (Figura 5A). Además, en la parte sur de Mesoamérica se identificó otro importante corredor que une las áreas de bosque seco en Guatemala, El Salvador y Honduras. Sin embargo, las áreas más importantes (es decir, el 17% de la superficie [40,159 km²]) se encontrarían distribuidas principalmente en la región Centro-occidental de México,

reconocida —además— con una de las regiones con mayor tasa de deforestación y pérdida de cobertura vegetal para este ecosistema en el país (Prieto-Torres *et al.* 2016).

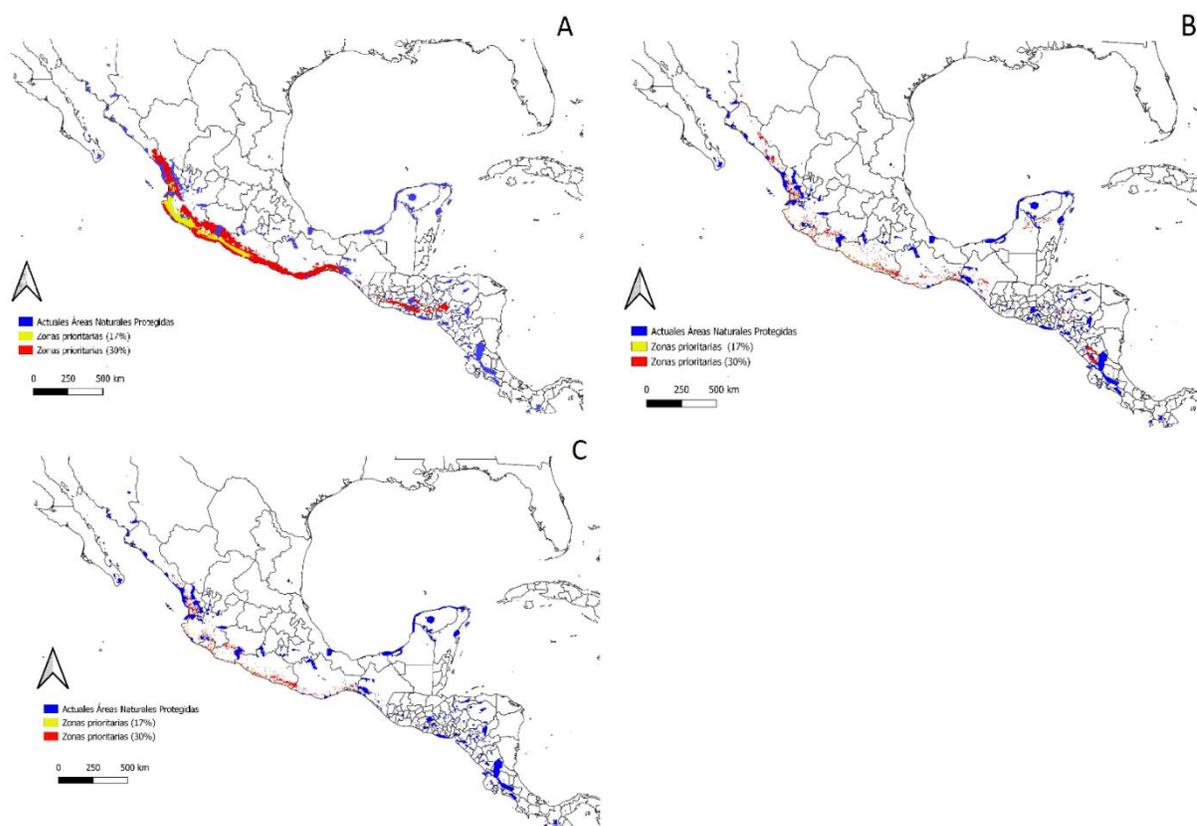


Figura 5. Áreas prioritarias para las especies de polinizadores, dispersores de semillas y mamíferos fosoriales presentes en el bosque seco tropical de Mesoamérica considerando tres escenarios distintos de análisis: (A) Sitios idóneos (no deforestación); (B) Sitios deforestados, y (C) Áreas consenso de ambos análisis.

Por su parte, los análisis para identificar la superficie deforestada con alta riqueza potencial de especies de los grupos funcionales de interés mostraron que el 30% de estos sitios (aproximadamente 77,200 km²) corresponden a parches a lo largo del occidente mexicano, incluyendo zonas en Sinaloa y el sur de Chiapas, así como en Morelos, Puebla y Oaxaca (Figura 5B). Además, se observó que en las latitudes más bajas de Mesoamérica las zonas deforestadas identificadas como prioritarias se encuentran en su mayoría a lo largo del territorio de Nicaragua y Costa Rica. Considerando únicamente el 17% de los sitios mayormente prioritarios identificados (43,700 km²), se observó que estos se localizan, en su mayoría, en los estados de Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca (Figura 5B).

Al comparar ambos resultados, las áreas consensos identificadas considerando el 30% y 17% de la superficie mayormente prioritaria, observamos que corresponden a una extensión total de 59,455 km² (64.2% corresponde a áreas naturales protegidas actualmente) y 40,159 km² (95% están dentro de áreas naturales protegidas), respectivamente (Figura 5C). En total, se identificaron dos grupos de sitios prioritarios de restauración: 2,012 km² (considerando el 17% de superficie más prioritaria) y 21,308 km² (de acuerdo con el 30%). Además, para estas áreas se observaron claros patrones espaciales de distribución: (1) si bien se localizan en la región occidental de México, estas están divididas en parches principalmente a lo largo de los estados de Jalisco, Guerrero, Oaxaca y Chiapas; y (2) en su mayoría se ubican en zonas de influencia o de conectividad para diversas ANP ya existentes (Figura 5C).

3.5. Evaluación del potencial de las áreas de restauración identificadas: La comparación del número de especies estimadas por sitio para los cuatro grupos de vertebrados terrestres entre las distintas áreas analizadas muestra una clara diferencia entre los valores de diversidad alfa (riqueza de especies) de las zonas deforestadas (en promedio 347.7 ± 97.7 spp./km²) en comparación a las zonas actualmente intactas (en promedio 361.8 ± 67.17 spp./km²) y la combinación de estas zonas intactas con las zonas prioritarias a restaurar (en promedio 362.1 ± 66.44 spp./km² [17% más prioritario] y 352.5 ± 59.90 especies spp./km² [30% más prioritario]). De hecho, los resultados muestran que de restaurarse estas zonas identificadas como prioritarias, la proporción (cantidad) de especies que tendrían al menos un 75% de sus distribuciones dentro de zonas intactas serían 31.9% (n = 475 spp.) y 39.5% (n = 587 spp.) para el caso de restaurar un 17% o 30% de las áreas identificadas como prioritarias, respectivamente (ver barras grises y amarilla en Figura 6).

Además, si bien actualmente existe una alta proporción de especies con áreas de distribución coincidiendo en un 25-50% con zonas deforestadas, al restaurar las áreas acá identificadas el número de especies con estos valores de intervención antrópica sería menor, ocupando grados de intervención menores al 25% en sus áreas de distribución dentro del bosque seco tropical (ver barras rojo y azul en Figura 6). La restauración de estas zonas identificadas representaría proporcionar, dentro del bosque seco tropical, al menos un 50-75% de zonas de cobertura vegetal para un total de 844 (56.8%) y 779 (52.4%) especies en el caso

de considerar el 17% o 30% de las áreas identificadas como prioritarias, respectivamente. De esta manera, sólo 247 especies estarían mostrando una coincidencia espacial con zonas deforestada dentro del bosque seco en valores mayores al 50% (Figura 6).

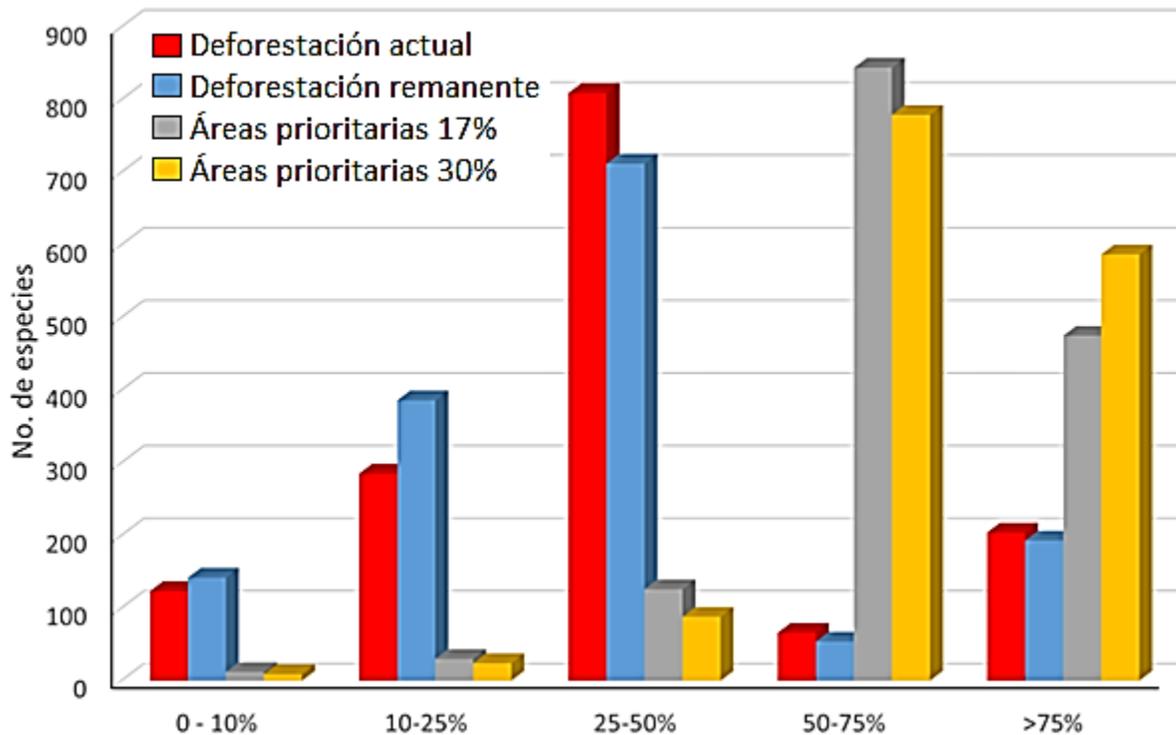


Figura 6. Porcentaje de área de distribución geográfica para los vertebrados terrestres del bosque seco tropical mesoamericano en cada uno de los escenarios de restauración planteados en este estudio. Barras de colores muestran el número de taxones estimados para cada categoría de solapamiento observado entre la especie y las cuatro zonas consideradas.

Por otro lado, los valores obtenidos de diversidad beta para cada una de las categorías de áreas consideradas en este estudio muestran una clara tendencia a la reducción a medida que se incrementa la proporción de zonas intactas/restauradas (Figura 7). La prueba estadística de Kruskal-Wallis mostró diferencias estadísticas significativas ($chi\text{-squared} = 1,712$; $gl = 3$, $P < 0.001$) entre los valores obtenidos de diversidad beta para las cuatro áreas analizadas. De hecho, los valores más altos de recambio de especies se observaron dentro de las zonas consideradas como deforestadas (en promedio 0.489 ± 0.002) y actualmente intacta (en promedio 0.456 ± 0.001). Si bien el valor promedio obtenido para las zonas de vegetación intacta + restauración del 17% de áreas prioritarias es similar al grupo de únicamente áreas

intactas (0.455 ± 0.001), los resultados muestran que al incrementar la superficie restaurada con base a las zonas aquí priorizadas los valores de recambios de especies a través del paisaje tienden a ser menores. Al considerar una restauración de la superficie correspondiente al 30% más prioritario se pudo observar valores promedio para diversidad beta de 0.445 ± 0.001 (Figura 7).

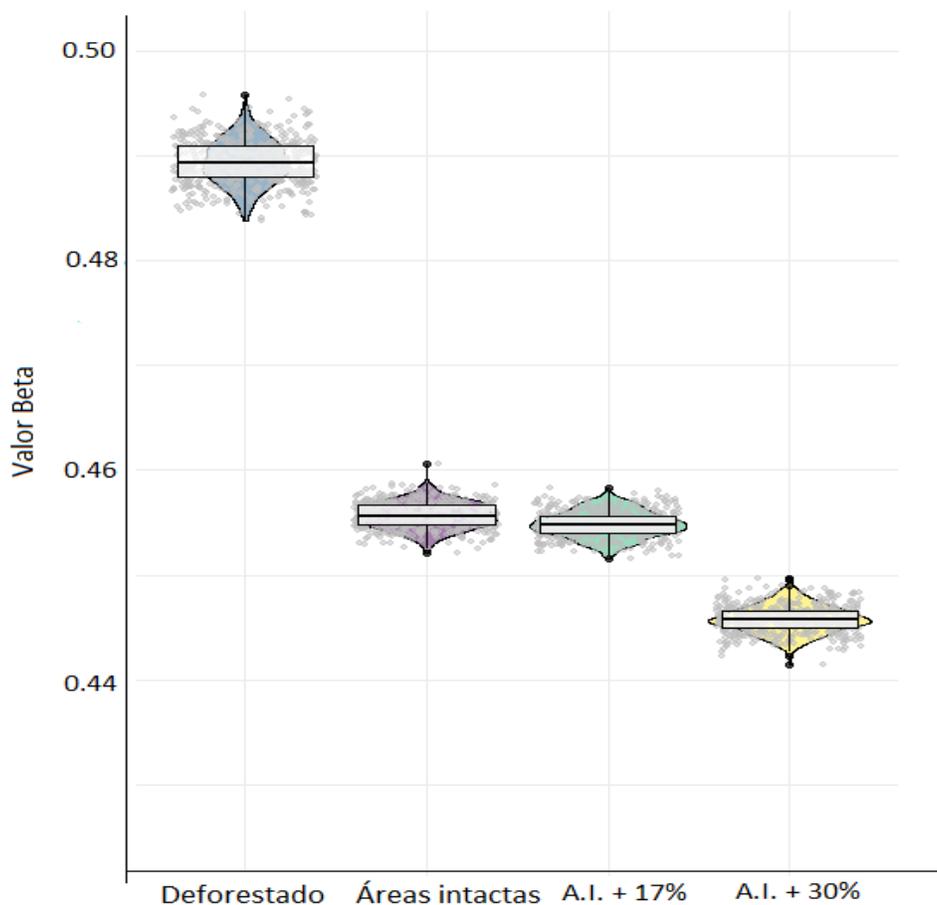


Figura 7. Valores promedios y desviación estándar para la diversidad beta observada entre las zonas (deforestadas, intactas, prioritarias a restaurar) comparadas en este estudio.

4. DISCUSIÓN

Los bosques secos tropicales son considerados uno de los ecosistemas más importantes a nivel global, ya que, se distribuye en casi la mitad (42%) del territorio del mundo, y tan sólo en el continente americano presenta más del 50% de su cobertura vegetal total (Murphy & Lugo 1986, Miles *et al.* 2006). De hecho, una alta proporción de ecosistema (equivalente a un 38% de lo reportado para el Neotrópico) se distribuye en la región de Mesoamérica (Barrance *et al.* 2009, Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010). Además de esta amplia distribución, los factores abióticos asociados a la larga temporada de sequía que les caracterizan han determinado que los bosques secos sean el hogar de un gran número de especies de animales y plantas, así como también un área con altos valores de endemismo y diversas formas de vida (Murphy & Lugo 1986, Trejo & Dirzo 2000, Balvanera *et al.* 2011). Esta situación demuestra la importancia de considerar a este ecosistema como un objeto clave de estudio para la implementación de programas de restauración y conservación a largo plazo, principalmente considerando que esta alta biodiversidad que muestra ha permitido que la vida humana se vea favorecida por importantes servicios ecosistémicos que estos bosques proveen para el desarrollo de nuestras sociedades (Balvanera *et al.* 2011, IPBES 2016).

La alta variedad de servicios ecosistémicos —asociados principalmente a provisión de materia prima a través de la ganadería, agricultura y tala maderera— ha sido utilizada desde la época precolombina llegando incluso a representar hoy en día hasta el 63% de los ingresos totales de cada familia en regiones donde se encuentran (Muñoz *et al.* 2003, Chazón *et al.* 2010, Balvanera *et al.* 2011, Zenebe 2020). Por ello, ante el actual e inminente escenario de globalización los bosques secos tropicales y su biota asociada se encuentran sometidos a presiones que afectan de manera negativa la estructura de sus comunidades, su estabilidad ecológica e incluso capacidad de resiliencia (Muñoz *et al.* 2003, Chazón *et al.* 2010). Todo esto ha ocasionado que sean considerados entre los ecosistemas más amenazados del mundo (Miles *et al.* 2006, Trejo & Dirzo 2000, Hartung *et al.* 2021). Desafortunadamente, debido a la complejidad de sus procesos e interacciones socio-ambientales, la conservación y restauración ecológica dentro de los bosques secos tropicales se ha vuelto un tema poco abordado, puesto que implica más que la reintroducción de especies nativas en zonas degradadas o la declaración de áreas naturales protegidas en las zonas cercanas a la mancha urbana o sitios turísticos (Trejo

& Dirzo 2000, Hartung *et al.* 2021). Esto es crítico considerando que las Áreas Naturales Protegidas, como muestran los resultados, parecen ser insuficientes e ineficientes para la protección de determinados grupos ecológicos importantes, pero también para la biota asociada a los bosques secos tropicales en general (Banda *et al.* 2006, Prieto-Torres *et al.* 2018, 2020, Ramírez-Albores *et al.* 2020).

El establecimiento y uso de herramientas que permitan identificar sitios estratégicos resulta de vital importancia para garantizar el éxito de cualquier programa o iniciativa de restauración, haciendo valer efectivamente las inversiones económicas que implican estos tipos de proyectos por la recuperación de los ambientes naturales. No sólo se trata de permitir la recuperación de la biodiversidad sino de encontrar formas de reducir los conflictos al interponer los intereses económicos y las necesidades socioculturales (Pullin *et al.* 2013, González *et al.* 2022). En este sentido, utilizando los principios de la Planeación Sistemática de la Conservación (ver Margules & Sarkar 2009), representa un primer e importante paso para evaluar los grados de importancia ecológica de las áreas en el paisaje e identificar zonas que dado el tipo de actividad antrópica desarrollado resulten realmente viables, al menos en primera instancia, de intervenir para un plan de restauración. Esta herramienta resulta útil porque combina información de diferentes niveles y grados de complejidad, incluso de escenarios cambiantes por acciones naturales o humanas (ver Prieto-Torres *et al.* 2021). Además, el uso de grupos particulares como subrogados de la biodiversidad permite garantizar la protección/recuperación de funciones esenciales dentro del ecosistema (Violle *et al.* 2007, McGowan *et al.* 2020, Quian *et al.* 2020). En la mayoría de los casos, los rasgos funcionales de las especies hacen parte fundamental para detonar o activar la resiliencia dentro del ecosistema que conforman (Violle *et al.* 2007, Schleuning *et al.* 2023).

En el caso de los dispersores de semillas, por ejemplo, se ha demostrado que contribuyen de manera significativa a la generación de la lluvia y banco de semillas en sitios de sucesión (Hernández-Galindo *et al.* 2022). De hecho, la zoocoria es considerada como el principal síndrome de dispersión tanto en árboles como arbustos dentro de este tipo de ecosistema: cerca del 60% de las especies arbóreas dioicas (incluyendo a grupos representativos como las *Bursera*) pueden tener frutos carnosos atractivos para distintos géneros de aves y mamíferos como los ratones *Melanerpes* y *Peromyscus* (Cultid-Medina &

Rico 2020, Hernández-Galindo *et al.* 2022, Zaragoza-Quintana *et al.* 2022). Por otro lado, en lo que se refiere a los polinizadores, se han documentado casos donde las aves son los principales agentes de polinización (de vital importancia para mantener la diversidad genética de la comunidad vegetal del BST) para una gran mayoría de vegetación lianas, hierbas, arbustos y árboles durante la temporada de lluvias (Cortés-Flores *et al.* 2017) y que los murciélagos se observan con una mayor afinidad a las especies arbóreas que florecen durante la temporada de sequía y poseen una fenología de duración prolongada. Esto reduce la competencia entre grupos y beneficia a la reproducción de una gran diversidad de especies vegetales de distintos tipos de crecimiento. La polinización mediada por animales dentro del BST es necesaria para garantizar la sucesión ecológica, ya que asegura la reproducción de las familias vegetales más representativas de este ecosistema como lo son las burseras y ceibas (Cortés-Flores *et al.* 2017).

Si bien en el presente estudio se reporta un bajo número de organismos fosoriales, es importante destacar que —hasta donde se tiene conocimiento— esta es la primera vez que se realiza una clasificación y clasificación de grupos funcionales para las aves y mamíferos de este ecosistema, por lo cual no deja de ser plausible que el número reportado este realmente subestimado considerando las principales características ambientales asociadas a sus zonas de distribución para taxones como Geomyidae y Soricidae (Ceballos *et al.* 2010; Guevara *et al.* 2013). Por ello, y considerando su importante papel en funciones como la depositación y distribución de nutrientes y/o el establecimiento de algunas especies dentro de comunidades vegetales (Campbell & Halama 1993, Yurkewycz *et al.* 2014, Kurze *et al.* 2017, Davies *et al.* 2019, Palmer *et al.* 2020, Carvalheiro *et al.* 2021), es necesario continuar con el desarrollo de más estudios ecológicos sobre estos grupos taxonómicos a fin de generar información útil para la toma de decisiones y categorías de amenazas/priorización de los taxones, los cuales hoy en día son (contradictoriamente) considerados como especies de preocupación menor en conservación.

Los resultados obtenidos muestran que empleando el enfoque propuesto se pueden identificar zonas de restauración prioritarias, las cuales representan la posibilidad de incrementar para más de la mitad de la biota la proporción (al menos un 50%) de superficie de distribución que tenga cobertura vegetal natural. Este resultado puede ser explicado dado que

la mayoría de los taxones presentes en el bosque seco tropical tienden a presentar distribuciones pequeñas o geográficamente restringidas (Banda *et al.* 2006, Prieto-Torres *et al.* 2018, 2020), por lo cual pequeñas proporciones de territorio podrían representar grandes oportunidades de conservación para la fauna presente. No obstante, si bien una alta proporción de especies aún no se ven altamente impactada por las actividades del desarrollo humano (Figura 6), la realidad es que esta situación de impactos antrópicos debe ser considerada como preocupante. De continuar este acelerado ritmo de pérdida y fragmentación del ecosistema se estarán generando modificaciones tanto en las estructuras de sus comunidades como en procesos ecológicos importantes (ej. polinización y dispersión de semillas) necesarios para garantizar su supervivencia y funcionamiento. Al ser generarse cada vez más zonas destinadas a producción pecuaria, los fragmentos de bosque cada vez serán más pequeños y aislados, lo que en un futuro podría significar no solo un aislamiento de las poblaciones silvestres, sino también reducciones poblaciones y escenarios de extinción local/regional (Miles *et al.* 2006, Trejo & Dirzo 2000, Hartung *et al.* 2021).

En general, los resultados indican que las áreas identificadas como prioritarias a restaurar no sólo promueven un mayor grado de cobertura vegetal para el ecosistema y sus especies, sino que también incluyen un incremento en el número de especies por sitio y una disminución entre la disimilitud de las comunidades biológicas a través del paisaje. Esto implica que, como muestran los mapas en la Figura 5, que las áreas identificadas (especialmente en la zona conformada por los estados de Nayarit, Jalisco, Colima, Guerrero, Michoacán, Oaxaca y Chiapas) servirían incluso como corredores biológicos (incluso zona de amortiguamiento dentro de algunas ANPs) dentro de una de las áreas biogeográficas de mayor importancia para el bosque seco mesoamericano (ej., González *et al.* 2022). Es importante resaltar que la formación de los corredores en estas áreas puede facilitar una interconexión latitudinal que permita que las especies con una extensa distribución (ej. *N. narica*) puedan desplazarse por la región. Además, es importante resaltar que las áreas del noroeste mexicano no sólo han sido referidas como posibles centro origen y áreas de refugio climático históricas para el bosque seco tropical de Mesoamérica (Becerra 2005, Castillo-Chora *et al.* 2021), sino que también podrían funcionar como sitio de resguardo a largo plazo para diferentes taxones ante amenazas inminentes como lo es el cambio climático global (Montaño- Arias *et al.* 2018,

Prieto-Torres *et al.* 2021, Núñez *et al.* 2023). En este sentido, los tomadores de decisiones en políticas de conservación de la biodiversidad deberían tomar acciones inmediatas para, a partir de estos resultados, comenzar el estudio de programas enfocados a la recuperación de estas zonas. Esto debe ser considerada una tarea prioritaria (especialmente para la porción 2,012 km² identificados como más prioritarios; Figura 5c) ya que a medida que pasa el tiempo, las posibilidades de éxito se reducen dado que la expansión agrícola, a su vez, incrementa los escenarios de conflictos socio-ambientales en las zonas (IPBES 20216).

Si bien el uso de herramientas como las propuestas en este estudio brindan un primer acercamiento para la toma de decisiones e implementación de proyectos de restauración en el futuro, se debe reconocer que también tienen importantes limitaciones. Por ejemplo, y considerando que Urquiza–Hass *et al.* (2011) señalan la importancia de no utilizar un sólo grupo taxonómico como surrogados de la biodiversidad, la inclusión de información de otros grupos con características y funciones diferentes (como plantas e insectos) podría ser beneficioso para una mejor delimitación de las áreas prioritarias. De hecho, en el caso de las plantas esto es crítico considerando que el bosque seco tropical es considerado un centro de alta diversidad y endemismos (con alto recambio de especies) a nivel florístico (Banda *et al.* 2016). Lamentablemente, a pesar de diversos esfuerzos nacionales (ej. CONABIO en México: <https://enciclovida.mx/>) e internacionales (DRYFLOR; <http://www.dryflor.info/>), para muchas de las plantas existen importantes vacíos de información sobre la distribución geográfica, lo cual dificulta que puedan ser incluidos en este tipo de análisis espaciales a macro-escalas.

Asimismo, existe una falta de información sobre la ecología trófica de los vertebrados que dificulta su correcta clasificación en grupos de funciones, por lo cual es relevante continuar la generación de más análisis y descripciones de los atributos ecológicos de las especies (Baños-Villalba *et al.* 2017). Finalmente, si bien las áreas identificadas son un primer paso generar un plan orientado a su aplicación futura, el éxito de las diferentes políticas de restauración no radica únicamente en la correcta identificación de sitios: es primordial la participación de todas las partes interesadas (pobladores, conservacionistas, políticos, etc.) en la toma de decisiones más acordes pero, al mismo tiempo, analizar las oportunidades y limitaciones sociales y económica a escala local (Hortal *et al.* 2007). Estas representan áreas de oportunidad para la investigación y estudio en el corto y mediano plazo.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El desarrollo de proyectos utilizando rasgos funcionales es un campo nuevo para la implementación de estrategias que puedan combatir o frenar la pérdida de la biodiversidad. No obstante, los resultados obtenidos sugieren que el uso de estos grupos ecológicos como subrogados de la biodiversidad podrían funcionar eficientemente como herramienta para la identificación espacialmente explícita de áreas prioritarias para la restauración de bosques tropicales.

Las áreas identificadas a través del uso del enfoque de la Planeación Sistemática de la Conservación para las especies de aves y mamíferos con funciones ecológicas asociadas a la polinización, dispersión de semillas y/o hábitos fosoriales podrían representar un importante incremento en el número de especies con al menos la mitad de su distribución dentro de áreas de cobertura vegetal, así como un aumento en la riqueza de especies por sitio (diversidad alfa) y una reducción en la disimilitud biótica (diversidad beta) a través del paisaje.

Las áreas identificadas en este estudio a través del uso del enfoque de la Planeación Sistemática de la Conservación para grupos funcionales de aves y mamíferos son, además de centro origen para el bosque seco tropical de Mesoamérica, potenciales área de refugio que podrían funcionar como sitio de resguardo a largo plazo para diferentes taxones ante amenazas inminentes como el cambio climático global, además de posible corredores biológicos entre áreas protegidas ya establecidas en la actualidad.

No obstante, como toda nueva rama de investigación, este enfoque alternativo aún posee importantes limitaciones que pueden sesgar los resultados. Por ejemplo, no integra ningún nivel de información al respecto de las interacciones biológicas entre las especies, ni considera la viabilidad logística de la implementación de programas de restauración en las áreas identificadas. En este sentido, se debe considerar que el fomentar la restauración ecológica dentro de los bosques secos tropicales puede ser una ardua y complicada tarea que debe ser abordada desde la escala local y la perspectiva social.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Armenta-Méndez, Lucila, Gallo-Reynoso, Juan P., Wilder, Benjamin T., Gardea, Alfonso A., Ortega-Nieblas, María M., & Barba-Acuña, Isai. (2020). The role of wild canids in the seed dispersal of *Washingtonia robusta* (Arecaceae) in Sonoran Desert oases. *Revista mexicana de biodiversidad*, 91, e913129.
- Ballesteros-Correa, J., & Pérez-Torres, J. (2016). Diversidad funcional: un aspecto clave en la provisión de servicios ecosistémicos. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 8, 94-111.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., HE, J., Nakashizuka, T, Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9, 1146–1156.
- Balvanera, P., Castillo, A., & Martínez-Harms, M.J. (2011). Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forests. In: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (eds) *Seasonally Dry Tropical Forests*. Island Press, Washington, DC.
- Banda, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K.G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., Pullan, M., Quintana, C., Riina, R., Rodríguez, G.M., Weintritt, J., Acevedo-Rodríguez, P., Adarve, J., Álvarez, E., Aranguren, A., Arteaga, J.C., Aymard, G., Castano, ~ A., Ceballos-Mago, N., Cogollo, A., Cuadros, H., Delgado, F., Devia, W., Duenas, ~ H., Fajardo, L., Fernández, M.A., Franklin, J., Freid, E.H., Galetti, L.A., Gonto, R., González, M.R., Graveson, R., Helmer, E.H., Idárraga, Á., López, R., Marcano-Vega, H., Martínez, O.G., Maturo, H.M., McDonald, M., McLaren, K., Melo, O., Mijare, F., Mogni, V., Molina, D., del Pilar Moreno, N., Nassar, J.N., Neves, D.M., Oakley, L.J., Oatham, M., Olvera-Luna, A.R., Pezzini, F.F., Reyes Dominguez, O.J., Ríos, M.E., Rivera, O., Rodríguez, N., Rojas, A., Särkinen, T., Sánchez, R., Smith, M., Vargas, C., Villanueva, B., & Pennington, R.T. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353, 1383–1387
- Baños-Villalba, A., Blanco, G., Díaz-Luque, J.A., Dénes, F.V., Hiraldo, F., & Tella, J.L. (2017). Seed dispersal by macaws shapes the landscape of an Amazonian ecosystem. *Scientific Reports*, 7, 1–12.
- Barrance, A., Schreckenber, K., & Gordon, J. (2009). *Conservation through Use: Lessons from the Mesoamerican Dry Forest*. Overseas Development Institute, Londres.
- Baselga, A. (2013). Multiple site dissimilarity quantifies compositional heterogeneity among several sites, while average pairwise dissimilarity may be misleading. *Ecography*, 36, 124-128.
- Becerra, J.X. (2005). Timing the origin and expansion of the Mexican tropical dry forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102, 10919-10923.
- Blanco, G., Bravo, C., Pacifico, E. C., Chamorro, D., Speziale, K. L., Lambertucci, S. A., Hiraldo, F., & Tella, J. L. (2016). Internal seed dispersal by parrots: an overview of a neglected mutualism. *PeerJ*, 4, e1688. <https://doi.org/10.7717/peerj.1688>

- Bolochio, B. E., Lescano, J. N., Cordier, J. M., Loyola, R., & Nori, J. (2020). A functional perspective for global amphibian conservation. *Biological Conservation*, 245, 108572.
- Carvalho, L. G., Bartomeus, I., Rollin, O., Timoteo, S., & Tinoco, C. F. (2021). The role of soils on pollination and seed dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 376, 20200171.
- Campbell, D. R., & Halama, K. J. (1993). Resource and Pollen Limitations to Lifetime Seed Production in a Natural Plant Population. *Ecology*, 74, 1043–1051.
- Campos, C.M., Campos, V.E., Giannoni, S. M., Rodríguez, D., Albanese, S., & Cona, M. I. (2017). Role of small rodents in the seed dispersal process: *Microcavia australis* consuming *Prosopis flexuosa* fruits. *Austral Ecology*, 42, 113–119.
- Carabias, J., Arriaga, V., & Cervantes-Gutiérrez, V. (2007). Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 85-100.
- Cariveau, D.P., Bruninga-Socolar, B., & Pardee, G.L. (2020). A review of the challenges and opportunities for restoring animal-mediated pollination of native plants. *Emerging Topics in Life Sciences*, 4(1), 99-109.
- Castillo-Chora, V. D. J., Sánchez-González, L. A., Mastretta-Yanes, A., Prieto-Torres, D. A., & Navarro-Sigüenza, A. G. (2021). Insights into the importance of areas of climatic stability in the evolution and maintenance of avian diversity in the Mesoamerican dry forests. *Biological Journal of the Linnean Society*, 132(4), 741-758.
- Chamberlain, S., Barve, V., Mcglinn, D., Oldoni, D., Desmet, P., Geffert, L., & Ram, K. (2019). Rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API. R package version 1.2.0, <https://CRAN.R-project.org/package=rgbif>
- Choi, Y. D. (2007). Restoration Ecology to the Future: A Call for a New Paradigm. *Restoration Ecology*, 15, 351–353.
- Choi, Y. D., Temperton, V. M., Allen, E. B., Grootjans, A. P., Halassy, M., Hobbs, R. J., & Torok, K. (2008). Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience*, 15, 53–64.
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.
- Cliquet, A., Telesetsky, A., Akhtar-Khavari, A., & Decler, K. (2021). Upscaling ecological restoration: toward a new legal principle and protocol on ecological restoration in international law. *Restoration Ecology*, 30, e13560.
- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24, 78-87.
- Cortés-Flores, J., Hernández-Esquivel, K.B., González-Rodríguez, A., & Ibarra-Manríquez, G. (2017). Flowering phenology, growth forms, and pollination syndromes in tropical dry forest species: Influence of phylogeny and abiotic factors. *American Journal of Botany*, 104: 39-49.
- Cox, G.W., Contreras, L.C., & Milewski, A.V. (1995). Role of Fossorial Animals in

- Community Structure and Energetics of Pacific Mediterranean Ecosystems. In: Arroyo, M.T.K., Zedler, P.H., Fox, M.D. (eds) *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia*. Springer, New York, NY.
- Davies, G.T.O., Cameron, E.Z., Carver, S., Johnson, C.N., & Kirkpatrick, J.B. (2019). Ecosystem engineering by digging mammals: Effects on soil fertility and condition in Tasmanian temperate woodland. *Royal Society Open Science*, 6, 180621.
- Hernández-Galindo, M.D.L.Á., Martínez-Garza, C., Rosas-Pacheco, L.F., & Ayestarán-Hernández, L.M. (2022). Sexual systems of Tropical Dry Forest trees in restored habitats. *Botanical Sciences*, 100(3), 515-533.
- Holly Kirk, Kylie Soanes, Marco Amati, Sarah Bekessy, Lee Harrison, Kirsten Parris, Cristina Ramalho, Rodney van de Ree, & Caragh Threlfall. (2023). Ecological connectivity as a planning tool for the conservation of wildlife in cities. *MethodsX*, 10(101989-)
- Di Minin, E., Veach, V., Lehtomäki, J., Montesino Pouzols, F., Moilanen, A. (2014). *A quick introduction to ZONATION*. Helsinki, Finland: Unigrafia OY.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., & Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366, eaax3100.
- Díaz, J.A., Pérez-Tris, J., Tellería, J.L., Carbonell, R., & Santos, T. (2005). Reproductive investment of a lacertid lizard in fragmented habitat. *Conservation Biology*, 19, 1578-1585.
- Gorb, E. V., Yang, S., Priewe, J., & Gorb, S. N. (2020). The contact separation force of the fruit burrs from five plant taxa dispersing by epizoochory, *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 154, 38-48
- Espinosa, C. I., De la Cruz, M., Luzuriaga, A. L., & Escudero, A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas*, 21, 167-179.
- ESRI (2010). ArcGIS for Desktop 10.0. Retrieved from <http://www.esri.com>
- Fleming, T. H., Venable, D. L., & Herrera, L. G. M. (1993). Opportunism vs. specialization: the evolution of dispersal strategies in fleshy-fruited plants. *Vegetatio*, 107, 107-120.
- Fleming, T. H., & Sosa, V. J. (1994). Effects of Nectarivorous and Frugivorous Mammals on Reproductive Success of Plants. *Journal of Mammalogy*, 75, 845–851.
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265–280.
- García, A. (1991). La dispersión de las semillas. *Ciencias*, 24, 3-6.
- Gei, M. G., & Powers, J. S. (2014). Nutrient cycling in tropical dry forests. En: Sanchez-Azofeifa, G.A., Powers, J.S., Fernandes, G.W., & Quesada, M. (eds) *Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation, and Management*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Golicher, D.J., Cayuela, L., & Newton, A.C. (2012). Effects of climate change on the potential species richness of 43esoamerican forests. *Biotropica*, 44, 284-293.

- González, A., González, C., Hernández-Guzmán, R., & Mendoza, E. (2022). Modelling the functional connectivity of the grayish mouse opossum (*Tlacuatzin canescens*) in a highly threatened tropical dry forest of the Mexican Pacific coast. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93, 4.
- González-Maya, J. F., Viquez-R, L. R., Arias-Alzate, A., Belant, J. L., & Ceballos, G. (2016). Spatial patterns of species richness and functional diversity in Costa Rican terrestrial mammals: implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 22, 43-56.
- González-Maya, J. F., Martínez-Meyer, E., Medellín, R., & Ceballos, G. (2017). Distribution of mammal functional diversity in the Neotropical realm: Influence of land-use and extinction risk. *PLoS One*, 12, e0175931.
- Gonzalez, O., Díaz, C., & Britto, B. (2019). Assemblage of nectarivorous birds and their floral resources in an elfin forest of the Central Andes of Peru. *Ecología Aplicada*, 18, 21-35.
- Guevara, L., Cervantes, F.A., & Sánchez-Cordero, V. (2015). Riqueza, distribución y conservación de los topos y las musarañas (Mammalia, Eulipotyphla) de México. *Therya*, 6, 43-68.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E., & Aronson, J. (2006). Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, 14, 170–176.
- Hartung, M., Peña-Claros, M., van der Sande, M. T., & Carreño-Rocabado, G. (2021). Tropical Dry Forest Resilience to Fire Depends on Fire Frequency and Climate. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 755104.
- Heinen, J. H., Rahbek, C., & Borregaard, M. K. (2020). Conservation of species interactions to achieve self-sustaining ecosystems. *Ecography*, 43, 1603-1611.
- Hobbs R.J., & Norton D.A. (1996) Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4, 93-110
- Hortal, J., Lobo, J.M., & Jiménez-Valverde, A. (2007) Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology*, 21, 853–863
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [IPBES] (2016). *The IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- International Union for Conservation of Nature [IUCN], & United Nations Environment World Conservation Monitoring Centre [UNEP-WCMC]. (2021). Protected Planet - The latest initiative harnessing the world database on protected areas. Disponible en: <http://www.protectedplanet.net>
- Jacobson, A. P., Riggio, J., M. Tait, A., & Baillie, J. (2019). Global areas of low human impact (“Low Impact Areas”) and fragmentation of the natural world. *Scientific Reports*, 9, 1-13.
- Janzen, D.H. (1988). Management of Habitat Fragments in a Tropical Dry Forest: Growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75, 105–116.

- Jones, K.R., Venter, O., Fuller, R.A., Allan, J.R., Maxwell, S.L., Negret, P.J., & Watson, J.E. (2018). One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, 360, 788–791.
- Koleff, P., & Urquiza-Haas, T. (2011). *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Kurze, S., Heinken, T., & Fartmann, T. (2017). Nitrogen enrichment of host plants has mostly beneficial effects on the life-history traits of nettle-feeding butterflies. *Acta Oecologica*, 85, 157–164.
- Margules, C., & Sarkar, S. (2009). *Planeación sistemática de la conservación*. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y CONABIO. México, D.F., México.
- Martínez-Garza, C., Cecon, E., & Méndez-Toribio, M. (2022). Ecological and Social Limitations for Mexican Dry Forest Restoration: A Systematic Review. *Sustainability*, 14, 3793.
- McGowan, J., Beaumont, L.J., Harcourt, R., Esperon-Rodriguez, M., Baumgartner, J.B., Beattie, A., Dudaniec, R.Y., Nipperess, D.A., Stow, A., Chauvenet, A.L.M., Atkinson, S.C., Possingham, H.P., Smith, R.J., Mittermeier, J.C., & Grenyer, R. (2020). Conservation prioritization can resolve the flagship species conundrum. *Nature Communications*, 11, 994.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., & Gordon, J.E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33, 491–505.
- Moilanen, A., Pouzols, F.M., Meller, L., Veach, V., Arponen, A., Leppanen, J., Kujala, H. (2014). *Spatial Conservation Planning Methods and Software ZONATION. User Manual*. C-BIG Conservation Biology Informatics Group, University of Helsinki, Helsinki, Finland.
- Montaño-Arias, G., Espinosa, D., Luna-Vega, I., & Morrone, J.J. (2018). Biogeographical identity of the mesoamerican dominion with emphasis on seasonally dry tropical forests. *Phytotaxa*, 376, 277-290.
- Montoya, D., Zavala, M.A., Rodríguez, M.A., & Purves, D.W. (2008). Animal versus wind dispersal and the robustness of tree species to deforestation. *Science*, 320, 1502–1504.
- Montoya, D., Rogers, L., & Memmott, J. (2012). Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 27, 666–672.
- Montoya-Pfeiffer, P.M., Rodrigues, R.R., Metzger, J.P., da Silva, C.I., Santos Baquero, O., & Alves dos Santos, I. (2018). Are the assemblages of tree pollination modes being recovered by tropical forest restoration? *Applied Vegetation Science*, 23, 156-163.
- Mora-Beltrán, C., & López-Arévalo, H. F. (2018). Interactions between bats and floral resources in a premontane forest, Valle del Cauca, Colombia. *Therya*, 9, 129-136.

- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67–88.
- Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., Börger L., Bennett D.J., Choimes A., Collen B., Day J., De Palma A., Díaz S., Echeverria Londoño S., Edgar M.J., Feldman A., Garon M., Harrison M.L.K., Alhousseini T., Ingram D.J., Itescu Y., Kattge J., Kemp V., Kirkpatrick L., Kleyer M., Laginha Pinto Correia D., Martin C.D., Meiri S., Novosolov M., Pan Y., Phillips H.R.P., Purves D.W., Robinson A., Simpson J., Tuck S.L., Weiher E., White H.J., Ewers R.M., Mace G.M., Scharlemann J.P.W., & Purvis A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520, 45–50.
- Núñez-Landa, M. de L., Montero Castro, J. C., Monterrubio-Rico, T. C., Lara-Cabrera, S. I., & Prieto-Torres, D.A. (2023). Predicting co-distribution patterns of parrots and woody plants under global changes: The case of the Lilac-crowned Amazon and Neotropical dry forests. *Journal for Nature Conservation*, 71, 126323.
- Ocón, J.P., Ibanez, T., Franklin, J., Pau, S., Keppel, G., Rivas-Torres, G., Shin, M.E., & Gillespie, T.W. (2021). Global tropical dry forest extent and cover: A comparative study of bioclimatic definitions using two climatic data sets. *PLoS ONE*, 16, 1–20.
- Oliver, T.H., Isaac, N.J., August, T.A., Woodcock, B.A., Roy, D.B., & Bullock, J.M. (2015). Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nature Communications*, 6, 10122.
- Palmer, B. J., Valentine, L. E., Page, M., & Hobbs, R. J. (2020). Translocations of digging mammals and their potential for ecosystem restoration: a review of goals and monitoring programmes. *Mammal Review*, 50(4), 382–398.
- Pearson, R., Martínez-Meyer, E., Andrade Velázquez, M., Caron, M., Corona-Núñez, R., Davis, K., Paz Durán, A., García Morales, R, Hackett, T., Ingram, D., Loyola Díaz, R., Lescano, J., Lira-Noriega, A., López-Maldonado, Y., Manuschevich, D., Mendoza, A., Milligan, B., Mills, S., Moreira-Arce, D., Nava, L., Oostra, V., Owen, N., Prieto-Torres, D., Rodríguez Soto, C., Smith, T., Suggitt, A., Tejo Haristoy, C., Velásquez-Tibatá, J., Díaz, S., & Marquet, P.A. (2019). Research priorities for maintaining biodiversity's contributions to people in Latin America. *UCL Open: Environment*, 1, 002.
- Pennington, R.T., Prado, D.E., & Pendry, C.A. (2000). Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*, 27, 261–273.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144–155.
- Prieto-Torres, D.A, Rojas-Soto, O.R., Alarcon-Santiago, D., Bonaccorso, E., & Navarro-Sigüenza, A.G. (2019). Distributional patterns of Neotropical seasonally dry forest birds a biogeographical regionalization. *Cladistics*, 35, 446-460.
- Prieto-Torres, D.A., Rojas-Soto, O.R., Navarro-Sigüenza, A.G., & Santiago-Alarcon, D. (2016). Response of the endangered tropical dry forests to climate change and the role

- of Mexican Protected Areas for their conservation. *Global Change Biology*, 22, 364–379
- Prieto-Torres, D.A., Nori, J., & Rojas-Soto, O.R. (2018). Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biological Conservation*, 228, 205-214.
- Prieto-Torres, D.A., Nori, J., Rojas-Soto, O.R., & Navarro-Sigüenza, A.G. (2021). Challenges and opportunities in planning for the conservation of Neotropical seasonally dry forests into the future. *Biological Conservation*, 257, 109083.
- Pullin, A.S., Dalrymple, S., Haddaway, N.R., Knight, T., Bangpan, M., Dickson, K., Hauari, H., Vigurs, C., Oliver, S., Healey, J.R., Hockley, N., & Jones, J.P.G. (2013). Human well-being impacts of terrestrial protected areas. *Environmental Evidence*, 2, 1-41.
- Quijas, S., Romero-Duque, L.P., Trilleras, J.M., Conti, G., Kolb, M., Brignone, E., & Dellafiore, C. (2019). Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. *Ecosystem Services*, 36, 100909.
- Qian, J., Zhuang, H., Yang, Y., Wang, Y., Yang, W., Zhang, Y., Chen, S., Chen, Y., & Qu, Y. (2020). Selecting flagship species to solve a biodiversity conservation conundrum. *Plant Diversity*, 42(6), 488-491.
- R-Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reichman, O.J., & Seabloom, E.W. (2002). The role of pocket gophers as subterranean ecosystem engineers. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 44–49.
- Rurangwa, M. L., Matthews, T. J., Niyigaba, P., Tobias, J. A., & Whittaker, R. J. (2020). Assessing tropical forest restoration after fire using birds as indicators: An afrotropical case study. *Forest Ecology and Management*, 483, 118765.
- Santos T., & Tellería J.L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 2006, 3-12.
- Schleuning, M., García, D., & Tobias, J. A. (2023). Animal functional traits: Towards a trait-based ecology for whole ecosystems. *Functional Ecology*, 37(1), 4–12.
- Simón-Porcar, V., Abdelaziz, M., & Arroyo, J. (2018). El papel de los polinizadores en la evolución floral: una perspectiva mediterránea. *Ecosistemas*, 27, 70-80.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker, T. A. III, & Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds. Ecology and conservation*. Chicago, IL: The University of Chicago Press.
- Tella, J. L., Denes, F. V., Zulian, V., Prestes, N. P., Martinez, J., Blanco, G., & Hiraldo, F. (2016). Endangered plant-parrot mutualisms: Seed tolerance to predation makes parrots pervasive dispersers of the Parana pine. *Scientific Reports*, 6, 31709.
- Trejo, I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133-142–142.
- UNEP (2010). *Report of the tenth meeting of the conference of the parties to the convention on biological diversity*. Held in Nagoya, Japan on 18–29 October 2010.

UNEP/CBD/COP/10/27.

- Venter, O., Sanderson, E.W., Magrath, A., Allan, J.R., Beher, J., Jones, K.R., Possingham, H.P., Laurance, W.F., Wood, P., Fekete, B.M., Levy, M.A., & Watson, J.E.M. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7, 12558.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the Concept of Trait Be Functional! *Oikos*, 116, 882–892.
- Willson, M., & Traveset, A. (2000). The ecology of seed dispersal. En: Fenner M. (Ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Oxfordshire, UK: Centre for Agriculture and Bioscience International.
- Woodley, S., Locke, H., Laffoley, D., MacKinnon, K., Sandwith, T., & Smart, J. (2019). A review of evidence for area-based conservation targets for the post-2020 global biodiversity framework. *Parks*, 25, 31–46.
- Yoshihara, Y., Okuro, T., Undarmaa, J., Sasaki, T., & Takeuchi, K. (2009). Are small rodents key promoters of ecosystem restoration in harsh environments? A case study of abandoned croplands on Mongolian grasslands. *Journal of Arid Environments*, 73, 364–368.
- Yurkewycz, R. P., Bishop, J. G., Crisafulli, C. M., Harrison, J. A., & Gill, R. A. (2014). Gopher mounds decrease nutrient cycling rates and increase adjacent vegetation in volcanic primary succession. *Oecologia*, 176, 1135–1150.
- Zambrano, L., Aronson, M.F.J., & Fernandez, T. (2019) The Consequences of Landscape Fragmentation on Socio-Ecological Patterns in a Rapidly Developing Urban Area: A Case Study of the National Autonomous University of Mexico. *Frontiers in Environmental Sciences*, 7, 152.
- Zarco-Mendoza, P., Ríos-Casanova, L., & Godínez-Álvarez, H. (2018). Dispersal and germination of seeds ingested by carnivores in the Zapotitlan de las Salinas Valley, Mexico. *Polibotánica*, (46), 139-147.

7. ANEXOS

Anexo 1. Listado taxonómico de especies de aves y mamíferos con distribución en el bosque seco tropical mesoamericano considerando los grupos funcionales analizados en el estudio.

	Clase	Especie	IUCN	Grupo funcional
1	AVE	<i>Amazilia beryllina</i> (Deppe, 1830)	LC	Polinizador
2	AVE	<i>Amazilia cyanura</i> Gould, 1859	LC	Polinizador
3	AVE	<i>Amazilia luciae</i> (Lawrence, 1868)	VU	Polinizador
4	AVE	<i>Amazilia rutila</i> (Delattre, 1843)	LC	Polinizador
5	AVE	<i>Amazilia violiceps</i> (Gould, 1859)	LC	Polinizador
6	AVE	<i>Amazilia viridifrons</i> (Elliot, DG, 1871)	LC	Polinizador
7	AVE	<i>Amazona auropalliata</i> (Lesson, 1842)	CR	Dispersor
8	AVE	<i>Amazona finschi</i> (Sclater, PL, 1864)	EN	Dispersor
9	AVE	<i>Amazona xantholora</i> (Gray, GR, 1859)	LC	Dispersor
10	AVE	<i>Amphispiza quinquestriata</i> (Sclater, PL & Salvin, 1868)	LC	Dispersor
11	AVE	<i>Antrostomus badius</i> Bangs & Peck, 1908	LC	Dispersor
12	AVE	<i>Ara militaris</i> (Linnaeus, 1766)	VU	Dispersor
13	AVE	<i>Arremonops rufivirgatus</i> (Lawrence, 1851)	LC	Dispersor
14	AVE	<i>Basileuterus lachrymosus</i> (Bonaparte, 1850)	LC	Dispersor
15	AVE	<i>Callipepla douglasii</i> (Vigors, 1829)	LC	Dispersor
16	AVE	<i>Calothorax pulcher</i> Gould, 1859	LC	Polinizador
17	AVE	<i>Campephilus guatemalensis</i> (Hartlaub, 1844)	LC	Dispersor
18	AVE	<i>Camptostoma imberbe</i> (Sclater, 1857)	LC	Dispersor
19	AVE	<i>Campylopterus rufus</i> (Lesson, R, 1840)	LC	Dispersor
20	AVE	<i>Campylorhynchus gularis</i> Sclater, PL, 1861	LC	Dispersor
21	AVE	<i>Campylorhynchus jocosus</i> Sclater, PL, 1860	LC	Dispersor
22	AVE	<i>Cassiculus melanicterus</i> (Bonaparte, 1825)	LC	Dispersor
23	AVE	<i>Catharus aurantirostris</i> (Hartlaub, 1850)	LC	Dispersor
24	AVE	<i>Chlorostilbon auriceps</i> (Gould, 1852)	LC	Polinizador
25	AVE	<i>Chlorostilbon canivetii</i> (Lesson, R, 1832)	LC	Polinizador
26	AVE	<i>Coccyzus minor</i> (Gmelin, JF, 1788)	LC	Dispersor
27	AVE	<i>Colinus nigrogularis</i> (Gould, 1843)	LC	Dispersor
28	AVE	<i>Corvus sinaloae</i> (Davis, LI, 1958)	LC	Dispersor
29	AVE	<i>Crotophaga sulcirostris</i> Swainson, 1827	LC	Dispersor
30	AVE	<i>Crypturellus cinnamomeus</i> (Lesson, PA, 1842)	LC	Dispersor
31	AVE	<i>Cyanocompsa parellina</i> (Bonaparte, 1850)	LC	Dispersor
32	AVE	<i>Cyanocorax beecheii</i> (Vigors, 1829)	LC	Dispersor
33	AVE	<i>Cyanocorax dickeyi</i> Moore, RT, 1935	NT	Dispersor
34	AVE	<i>Cyanocorax melanocyanus</i> (Hartlaub, 1844)	LC	Dispersor
35	AVE	<i>Cyanocorax sanblasianus</i> (Lafresnaye, 1842)	LC	Dispersor
36	AVE	<i>Cyanocorax yucatanicus</i> (Dubois, AJC, 1875)	LC	Dispersor
37	AVE	<i>Cynanthus latirostris</i> Swainson, 1827	LC	Polinizador
38	AVE	<i>Cynanthus sordidus</i> (Gould, 1859)	LC	Polinizador

39	AVE	<i>Cyrtonyx ocellatus</i> (Gould, 1837)	VU	Dispersor
40	AVE	<i>Dactylortyx thoracicus</i> (Gambel, 1848)	LC	Dispersor
41	AVE	<i>Doricha eliza</i> (Lesson, R & Delattre, 1839)	NT	Polinizador
42	AVE	<i>Doricha enicura</i> (Vieillot, 1818)	LC	Polinizador
43	AVE	<i>Geococcyx velox</i> (Wagner, 1836)	LC	Dispersor
44	AVE	<i>Geothlypis poliocephala</i> Baird, SF, 1865	LC	Dispersor
45	AVE	<i>Heliomaster constantii</i> (Delattre, 1843)	LC	Polinizador
46	AVE	<i>Icterus gularis</i> (Wagler, 1829)	LC	Dispersor
47	AVE	<i>Icterus pectoralis</i> (Wagler, 1829)	LC	Dispersor
48	AVE	<i>Icterus wagleri</i> Sclater, PL, 1857	LC	Dispersor
49	AVE	<i>Lampornis viridipallens</i> (Bourcier & Mulsant, 1846)	LC	Polinizador
50	AVE	<i>Melanerpes chrysogenys</i> (Vigors, 1839)	LC	Dispersor
51	AVE	<i>Melanerpes pygmaeus</i> (Ridgway, 1885)	LC	Dispersor
52	AVE	<i>Melozone albicollis</i> (Sclater, PL, 1858)	LC	Dispersor
53	AVE	<i>Melozone biarcuata</i> (Prévost & Des Murs, 1842)	LC	Dispersor
54	AVE	<i>Melozone kieneri</i> (Bonaparte, 1850)	LC	Dispersor
55	AVE	<i>Melozone leucotis</i> Cabanis, 1861	LC	Dispersor
56	AVE	<i>Momotus mexicanus</i> Swainson, 1827	LC	Dispersor
57	AVE	<i>Morococcyx erythropygus</i> (Lesson, PA, 1842)	LC	Dispersor
58	AVE	<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	LC	Dispersor
59	AVE	<i>Ortalis poliocephala</i> (Wagler, 1830)	LC	Dispersor
60	AVE	<i>Pachyramphus aglaiae</i> (Lafresnaye, 1839)	LC	Dispersor
61	AVE	<i>Passerina leclancherii</i> Lafresnaye, 1840	LC	Dispersor
62	AVE	<i>Passerina rositae</i> (Lawrence, 1874)	NT	Dispersor
63	AVE	<i>Peucaea humeralis</i> (Cabanis, 1851)	LC	Dispersor
64	AVE	<i>Peucaea mystacalis</i> (Hartlaub, 1852)	LC	Dispersor
65	AVE	<i>Peucaea ruficauda</i> (Bonaparte, 1853)	LC	Dispersor
66	AVE	<i>Peucaea sumichrasti</i> (Lawrence, 1871)	NT	Dispersor
67	AVE	<i>Phaethornis mexicanus</i> Hartert, 1897	LC	Polinizador
68	AVE	<i>Pheucticus chrysopleus</i> (Vigors, 1832)	LC	Dispersor
69	AVE	<i>Pheugopedius felix</i> (Sclater, PL, 1860)	LC	Dispersor
70	AVE	<i>Philortyx fasciatus</i> (Gould, 1844)	LC	Dispersor
71	AVE	<i>Piranga bidentata</i> Swainson, 1827	LC	Dispersor
72	AVE	<i>Piranga erythrocephala</i> (Swainson, 1827)	LC	Dispersor
73	AVE	<i>Piranga roseogularis</i> Cabot, S, 1846	LC	Dispersor
74	AVE	<i>Psittacara holochlorus</i> (Sclater, PL, 1859)	LC	Dispersor
75	AVE	<i>Rhodinocichla rosea</i> (Lesson, R, 1832)	LC	Dispersor
76	AVE	<i>Sporophila torqueola</i> (Bonaparte, 1850)	LC	Dispersor
77	AVE	<i>Thalurania ridgwayi</i> (Nelson, 1900)	VU	Polinizador
78	AVE	<i>Tilmatura dupontii</i> (Lesson, R, 1832)	LC	Polinizador
79	AVE	<i>Trogon citreolus</i> Gould, 1835	LC	Dispersor
80	AVE	<i>Trogon elegans</i> Gould, 1834	LC	Dispersor
81	AVE	<i>Turdus assimilis</i> Cabanis, 1850	LC	Dispersor

82	AVE	<i>Turdus rufopalliatu</i> s Lafresnaye, 1840	LC	Dispensor
83	AVE	<i>Vireo hypochrysea</i> Sclater, PL, 1863	LC	Dispensor
84	AVE	<i>Vireo pallens</i> Salvin, 1863	LC	Dispensor
85	AVE	<i>Zentrygon albifacies</i> (Sclater, PL, 1858)	LC	Dispensor
86	AVES	<i>Aimophila notosticta</i> (Sclater, PL & Salvin, 1868)	LC	Dispensor
87	AVES	<i>Aimophila rufescens</i> (Swainson, 1827)	LC	Dispensor
88	AVES	<i>Calocitta collyi</i> (Vigors, 1829)	LC	Dispensor
89	AVES	<i>Campylorhynchus chiapensis</i> Salvin & Godman, 1891	LC	Dispensor
90	AVES	<i>Chiroxiphia lanceolata</i> (Wagler, 1830)	LC	Dispensor
91	AVES	<i>Chiroxiphia linearis</i> (Bonaparte, 1838)	LC	Dispensor
92	AVES	<i>Colaptes auricularis</i> (Salvin & Godman, 1889)	LC	Dispensor
93	AVES	<i>Cyanocorax formosus</i> (Swainson, 1827)	LC	Dispensor
94	AVES	<i>Euphonia affinis</i> (Lesson, 1842)	LC	Dispensor
95	AVES	<i>Eupsittula canicularis</i> (Linnaeus, 1758)	VU	Dispensor
96	AVES	<i>Forpus cyanopygius</i> (Souancé, 1856)	NT	Dispensor
97	AVES	<i>Icterus auratus</i> Bonaparte, 1850	LC	Dispensor
98	AVES	<i>Icterus maculialatus</i> Cassin, 1848	LC	Dispensor
99	AVES	<i>Icterus pustulatus</i> (Wagler, 1829)	LC	Dispensor
100	AVES	<i>Leptotila jamaicensis</i> (Linnaeus, 1766)	LC	Dispensor
101	AVES	<i>Melanerpes hoffmannii</i> (Cabanis, 1862)	LC	Dispensor
102	AVES	<i>Melanerpes hypopolius</i> (Wagler, 1829)	LC	Dispensor
103	AVES	<i>Melanoptila glabrirostris</i> Sclater, PL, 1858	NT	Dispensor
104	AVES	<i>Melanotis caerulescens</i> (Swainson, 1827)	LC	Dispensor
105	AVES	<i>Ortalis leucogastra</i> (Gould, 1843)	LC	Dispensor
106	AVES	<i>Ortalis wagleri</i> Gray, GR, 1867	LC	Dispensor
107	AVES	<i>Patagioenas flavirostris</i> (Wagler, 1831)	LC	Dispensor
108	AVES	<i>Spindalis zena</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Dispensor
109	AVES	<i>Toxostoma guttatum</i> (Ridgway, 1885)	CR	Dispensor
110	AVES	<i>Vireo bairdi</i> Ridgway, 1885	NT	Dispensor
111	MAMMALIA	<i>Alouatta palliata</i> (Gray, 1849)	VU	Dispensor
112	MAMMALIA	<i>Artibeus hirsutus</i> K. Andersen, 1906	LC	Dispensor
113	MAMMALIA	<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	LC	Dispensor
114	MAMMALIA	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	LC	Dispensor
115	MAMMALIA	<i>Ateles geoffroyi</i> Kuhl, 1820	EN	Dispensor
116	MAMMALIA	<i>Baiomys musculus</i> (Merriam, 1892)	LC	Dispensor
117	MAMMALIA	<i>Bassariscus sumichrastris</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispensor
118	MAMMALIA	<i>Carollia castanea</i> H. Allen, 1890	LC	Dispensor
119	MAMMALIA	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Dispensor
120	MAMMALIA	<i>Carollia sowelli</i> Baker, Solari & Hoffmann, 2002	LC	Dispensor
121	MAMMALIA	<i>Carollia subrufa</i> (Hahn, 1905)	LC	Dispensor
122	MAMMALIA	<i>Centurio senex</i> Gray, 1842	LC	Dispensor
123	MAMMALIA	<i>Chaetodipus pernix</i> (J.A. Allen, 1898)	LC	Dispensor
124	MAMMALIA	<i>Chiroderma salvini</i> Dobson, 1878	LC	Dispensor

125	MAMMALIA	<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860	LC	Dispersor
126	MAMMALIA	<i>Choeroniscus godmani</i> (Thomas, 1903)	LC	Polinizador
127	MAMMALIA	<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	LC	Dispersor
128	MAMMALIA	<i>Coendou mexicanus</i> Kerr, 1792	LC	Dispersor
129	MAMMALIA	<i>Cryptotis goldmani</i> (Merriam, 1895)	LC	Fosorial
130	MAMMALIA	<i>Cryptotis goodwini</i> Jackson, 1933	LC	Fosorial
131	MAMMALIA	<i>Cryptotis mayensis</i> (Merriam, 1901)	LC	Fosorial
132	MAMMALIA	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	LC	Dispersor
133	MAMMALIA	<i>Dasyprocta punctata</i> Gray, 1842	LC	Dispersor
134	MAMMALIA	<i>Dermanura azteca</i> (K. Andersen, 1906)	LC	Dispersor
135	MAMMALIA	<i>Dermanura phaeotis</i> Miller, 1902	LC	Dispersor
136	MAMMALIA	<i>Dermanura tolteca</i> Saussure, 1860	LC	Dispersor
137	MAMMALIA	<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	LC	Dispersor
138	MAMMALIA	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Dispersor
139	MAMMALIA	<i>Enchisthenes hartii</i> (Thomas, 1892)	LC	Dispersor
140	MAMMALIA	<i>Glossophaga commissarisi</i> Gardner, 1962	LC	Polinizador
141	MAMMALIA	<i>Glossophaga leachii</i> Gray, 1844	LC	Polinizador
142	MAMMALIA	<i>Glossophaga morenoi</i> Martínez & Villa, 1938	LC	Polinizador
143	MAMMALIA	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	LC	Polinizador
144	MAMMALIA	<i>Glyphonycteris sylvestris</i> (Thomas, 1896)	LC	Dispersor
145	MAMMALIA	<i>Handleyomys melanotis</i> (Thomas, 1893)	LC	Dispersor
146	MAMMALIA	<i>Heteromys adspersus</i> (Peters, 1874)	LC	Dispersor
147	MAMMALIA	<i>Heteromys desmarestianus</i> Gray, 1868	LC	Dispersor
148	MAMMALIA	<i>Heteromys desmarestianus</i> Gray, 1868	LC	Dispersor
149	MAMMALIA	<i>Heteromys gaumeri</i> J.A. Allen & Chapman, 1897	LC	Dispersor
150	MAMMALIA	<i>Heteromys pictus</i> (Thomas, 1893)	LC	Dispersor
151	MAMMALIA	<i>Heteromys salvini</i> (Thomas, 1893)	LC	Dispersor
152	MAMMALIA	<i>Hodomys alleni</i> (Merriam, 1892)	LC	Dispersor
153	MAMMALIA	<i>Leptonycteris yerbabuena</i> Martínez & Villa-R, 1940	NT	Polinizador
154	MAMMALIA	<i>Macrotus waterhousii</i> Gray, 1843	LC	Dispersor
155	MAMMALIA	<i>Marmosa mexicana</i> Merriam, 1897	LC	Dispersor
156	MAMMALIA	<i>Marmosa robinsoni</i> Bangs, 1898	LC	Dispersor
157	MAMMALIA	<i>Mazama pandora</i> Merriam, 1901	VU	Dispersor
158	MAMMALIA	<i>Mazama temama</i> (Kerr, 1792)	DD	Dispersor
159	MAMMALIA	<i>Megasorex gigas</i> (Merriam, 1897)	LC	Fosorial
160	MAMMALIA	<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	LC	Dispersor
161	MAMMALIA	<i>Micronycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	LC	Dispersor
162	MAMMALIA	<i>Musonycteris harrisoni</i> Schaldach & McLaughlin, 1960	VU	Polinizador
163	MAMMALIA	<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	LC	Dispersor
164	MAMMALIA	<i>Notocitellus annulatus</i> (Audubon & Bachman, 1842)	LC	Dispersor
165	MAMMALIA	<i>Nyctomys sumichrasti</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispersor
166	MAMMALIA	<i>Oligoryzomys fulvescens</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispersor
167	MAMMALIA	<i>Orthogeomys grandis</i> (Thomas, 1893)	LC	Fosorial

168	MAMMALIA	<i>Oryzomys couesi</i> (Alston, 1877)	LC	Dispersor
169	MAMMALIA	<i>Osgoodomys banderanus</i> (J.A. Allen, 1897)	LC	Dispersor
170	MAMMALIA	<i>Otonyctomys hatti</i> Anthony, 1932	LC	Dispersor
171	MAMMALIA	<i>Ototylomys phyllotis</i> Merriam, 1901	LC	Dispersor
172	MAMMALIA	<i>Pappogeomys bulleri</i> (Thomas, 1892)	LC	Dispersor
173	MAMMALIA	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Dispersor
174	MAMMALIA	<i>Peromyscus aztecus</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispersor
175	MAMMALIA	<i>Peromyscus beatae</i> Thomas, 1903	LC	Dispersor
176	MAMMALIA	<i>Peromyscus gymnotis</i> Thomas, 1894	LC	Dispersor
177	MAMMALIA	<i>Peromyscus mexicanus</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispersor
178	MAMMALIA	<i>Peromyscus perfulvus</i> Osgood, 1945	LC	Dispersor
179	MAMMALIA	<i>Peromyscus simulus</i> Osgood, 1904	VU	Dispersor
180	MAMMALIA	<i>Peromyscus spicilegus</i> J.A. Allen, 1897	LC	Dispersor
181	MAMMALIA	<i>Peromyscus winkelmanni</i> Carleton, 1977	EN	Dispersor
182	MAMMALIA	<i>Peromyscus yucatanicus</i> J.A. Allen & Chapman, 1897	LC	Dispersor
183	MAMMALIA	<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	LC	Dispersor
184	MAMMALIA	<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	LC	Dispersor
185	MAMMALIA	<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	LC	Dispersor
186	MAMMALIA	<i>Platyrrhinus helleri</i> (Peters, 1866)	LC	Dispersor
187	MAMMALIA	<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	LC	Polinizador
188	MAMMALIA	<i>Reithrodontomys gracilis</i> J.A. Allen & Chapman, 1897	LC	Dispersor
189	MAMMALIA	<i>Reithrodontomys mexicanus</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispersor
190	MAMMALIA	<i>Reithrodontomys sumichrasti</i> (Saussure, 1861)	LC	Dispersor
191	MAMMALIA	<i>Sciurus aureogaster</i> F. Cuvier, 1829	LC	Dispersor
192	MAMMALIA	<i>Sciurus colliaei</i> Richardson, 1839	LC	Dispersor
193	MAMMALIA	<i>Sciurus deppei</i> Peters, 1863	LC	Dispersor
194	MAMMALIA	<i>Sciurus variegatoides</i> Ogilby, 1839	LC	Dispersor
195	MAMMALIA	<i>Sciurus yucatanensis</i> J.A. Allen, 1877	LC	Dispersor
196	MAMMALIA	<i>Sigmodon alleni</i> Bailey, 1902	VU	Dispersor
197	MAMMALIA	<i>Sigmodon hirsutus</i> (Burmeister, 1854)	LC	Dispersor
198	MAMMALIA	<i>Sigmodon mascotensis</i> J.A. Allen, 1897	LC	Dispersor
199	MAMMALIA	<i>Sigmodon toltecus</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispersor
200	MAMMALIA	<i>Sorex veraepacis</i> Alston, 1877	LC	Fosorial
201	MAMMALIA	<i>Spilogale pygmaea</i> Thomas, 1898	VU	Dispersor
202	MAMMALIA	<i>Sturnira hondurensis</i> Goodwin, 1940	LC	Dispersor
203	MAMMALIA	<i>Sturnira parvidens</i> Goldman, 1917	LC	Dispersor
204	MAMMALIA	<i>Sylvilagus cunicularius</i> (Waterhouse, 1848)	LC	Dispersor
205	MAMMALIA	<i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860)	LC	Dispersor
206	MAMMALIA	<i>Tlacuatzin canescens</i> J.A. Allen, 1893	LC	Dispersor
207	MAMMALIA	<i>Uroderma magnirostrum</i> Davis, 1968	LC	Dispersor