



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA

**IMPORTANCIA DE LOS BOSQUES DE ORIGEN ANTRÓPICO PARA EL MANTENIMIENTO
DE LA DIVERSIDAD HERPETOFAUNÍSTICA EN REGIONES TROPICALES**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

A SELA SAMARI BARRAGÁN SALDAÑA

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. OMAR HERNÁNDEZ ORDÓÑEZ
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. VÍCTOR HUGO JIMÉNEZ ARCOS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM
DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

TUTOR INVITADO: DR. EDGAR JAVIER GONZÁLEZ LICEAGA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., ABRIL 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA

**IMPORTANCIA DE LOS BOSQUES DE ORIGEN ANTRÓPICO PARA EL MANTENIMIENTO
DE LA DIVERSIDAD HERPETOFAUNÍSTICA EN REGIONES TROPICALES**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

A SELA SAMARI BARRAGÁN SALDAÑA

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. OMAR HERNÁNDEZ ORDÓÑEZ
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. VÍCTOR HUGO JIMÉNEZ ARCOS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM
DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

TUTOR INVITADO: DR. EDGAR JAVIER GONZÁLEZ LICEAGA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., ABRIL 2024

**COORDINACIÓN GENERAL DE ESTUDIOS DE POSGRADO
COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
OFICIO: CGEP/CPCB/ IB /0230/2024
ASUNTO: Oficio de Jurado**

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **16 de noviembre de 2023** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **ECOLOGÍA** de la estudiante **BARRAGÁN SALDAÑA ASELA SAMARI** con número de cuenta **312084255** con la tesis titulada **“Importancia de los bosques de origen antrópico para el mantenimiento de la diversidad Herpetofaunística en regiones Tropicales”**, realizada bajo la dirección del **DR. OMAR HERNÁNDEZ ORDÓÑEZ**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidenta: DRA. LETICIA MARGARITA OCHOA OCHOA
Vocal: DR. HIBRAIM ADÁN PÉREZ MENDOZA
Vocal: DRA. IRERI SUAZO ORTUÑO
Vocal: DR. ROMEO ALBERTO SALDAÑA VÁZQUEZ
Secretario: DR. EDUARDO ALBERTO PÉREZ GARCÍA

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

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 12 de marzo de 2024

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ARTURO CARLOS II BECERRA BRACHO

c. c. p. Expediente del alumno

ACBB/RGA/EARR/rga



AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado en su programa académico y brindarme las herramientas necesarias para seguir formándome como científica en tan prestigiosa institución.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías por el apoyo económico brindado durante la realización de este proyecto con la beca para estudios de posgrado (1146856).

Al Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado por su apoyo económico para la realización de una estancia académica nacional en la modalidad presencial.

Al Dr. Omar Hernández Ordoñez por confiarme este proyecto, guiarme, asesorarme y formarme académicamente durante estos años.

A los miembros de mi comité, Dr. Víctor H. Jiménez Arcos, Dr. Eduardo A. Pérez García y Dr. Edgar J. González Liceaga por sus valiosos comentarios y revisiones que enriquecieron fuertemente esta investigación.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

A Ricardo por siempre alentarme a luchar por mis sueños, por confiar en lo que soy capaz de hacer y retarme cada día a dar lo mejor de mí en cada situación. Por estar a mi lado y ser mi más fuerte y sólido apoyo. Gracias.

A mi hermano (Gordillo) por siempre hacerme reír, hacer que me sienta bien o tranquila en mis momentos más difíciles o estresantes. Por siempre escucharme, leerme, ser empático y saber que decir en cada momento. Atesoro tenerte en mi vida. Te quiero mucho.

A mi papá por ser mi mayor fan y siempre estar orgulloso de mi en cada paso profesional que doy. Por abrazarme, besarme y echar chismecito cada que nos vemos. Te quiero mucho.

A mi querida y adorada sobrina (Moustro), por siempre estar orgullosa de mi y pensar que soy muy inteligente. Por alegrar mis días con su presencia y por compartir su vida conmigo. Atesoro tenerte en mi vida. Te quiero mucho Moustro.

A mi mamá, por dejar una huella tan fuerte e importante en mí. Te quiero y extraño mucho.

A la Familia Rebollo Nuñez por interesarse en mí, tanto personal como profesionalmente.

A la Familia Ruiz Trujillo (Barragán) por abrirme las puertas de su casa con los brazos abiertos y de esta manera permitirme seguir creciendo profesionalmente. Los quiero mucho, pase un buen y agradable tiempo con ustedes.

A Monse, por siempre alentarme a seguir adelante y nunca dejarme vencer. Por decir las palabras exactas en el momento exacto. Por ser mi persona y mi apoyo. Por darme ese respiro y tranquilidad cuando siento que mi mundo comienza a colapsar. Atesoro tenerte en mi vida. Te quiero muchísimo. Eres una gran amiga, mujer y persona.

A mi Barbitas, no existen palabras para expresar lo mucho que agradezco que hayas estado en mi vida por 18 años, sólo tú y yo sabemos todo lo que me diste y lo que representas para mí. Gracias por compartir tu vida conmigo. Te amo.

A la Dra. Yolanda Hortelano, porque con su formación durante mi tesis de licenciatura me brindo poderosas herramientas para la investigación y el mundo académico. Por formarme como científica y prepararme para un posgrado. Por seguir al pendiente de mí y mi avance académico. Nunca dejo de aprender a través de usted.

A Lalo por confiar en mí y mis capacidades, por alegrarse de cada paso y logro académico que doy. Por sus palabras de aliento y asesorías académicas. Por ser un gran amigo. Gracias.

A mis compañer@s y amig@s de la CNAR y CNMA, por interesarse en mi proyecto, por compartir sus conocimientos conmigo y porque con sus comentarios, el desarrollo de este proyecto tuvo una mejor perspectiva. Pero sobre todo por compartir buenos y alegres momentos juntos.

A las y los profesores del Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM, por formarme como científica y darme las herramientas necesarias para la elaboración de la mejor versión de este proyecto de investigación. Porque con sus comentarios y sugerencias desde sus respectivas áreas me permitieron tener una visión más global y sólida del proyecto.

Al Dr. Romeo A. Saldaña Vázquez, por recibirme durante mi estancia de investigación, su asesoría y guía en la elaboración e interpretación del metaanálisis.

A la Universidad Iberoamericana Puebla por permitirme realizar una estancia de investigación en sus instalaciones.

A Rocío González Acosta, mi enlace de posgrado, por su asesoría, amabilidad y apoyo brindado durante todos los trámites y dudas que me surgían en cuanto a la documentación y actividades dentro del posgrado.

Al Instituto de Biología y a la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles, por el gran conocimiento y las facilidades otorgadas durante la elaboración de esta investigación.

A mi alma mater, la Universidad Nacional Autónoma de México por cobijarme durante 11 años y brindarme las herramientas necesarias para alcanzar mis objetivos profesionales.

*Con todo mi amor, para mi mejor amigo y
compañero de vida. Espero con ansias el
día en que nos volvamos a encontrar.
Te extraño mucho.*

"Hace 1500 años todo el mundo sabía que la Tierra era el centro del universo; hace 500 años, todo el mundo sabía que la Tierra era plana; y hace 5 minutos tú sabías que estamos solos en este planeta... Imagina lo que sabrás mañana"

Tommy Lee Jones (K).
Men in Black.

ÍNDICE

I.	RESUMEN EN ESPAÑOL.....	1
II.	RESUMEN EN INGLÉS (ABSTRACT)	2
III.	INTRODUCCIÓN.....	3
IV.	ANTECEDENTES.....	6
V.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	10
VI.	OBJETIVOS.....	11
VII.	HIPÓTESIS Y PREDICCIONES	12
VIII.	MÉTODO	13
	A. Síntesis sistemática de evidencia (o mapeo sistemático)	13
	B. Codificación para proporcionar solidez al metaanálisis.....	15
	C. Metaanálisis	16
IX.	RESULTADOS	20
	A. Búsqueda y selección de literatura.....	20
	B. Descripción y visualización de los hallazgos	21
	C. Metaanálisis en anfibios.....	27
	D. Evaluación del sesgo de publicación (funnel plot) en anfibios	28
	E. Resumen estadístico de los estudios (forest plot) en anfibios.....	29
	F. Correlación con moderadores (meta-regresión) en anfibios.....	33
	G. Metaanálisis en reptiles.....	36
	H. Análisis de influencia (GOSH plot analysis) en reptiles	36
	I. Evaluación del sesgo de publicación (funnel plot) en reptiles	37
	J. Resumen estadístico de los estudios (forest plot) en reptiles	37
	K. Correlación con moderadores (meta-regresión) en reptiles	42
X.	DISCUSIÓN	45
	A. Estado de la información generada hasta la actualidad respecto al impacto que tienen los bosques tropicales de origen antrópico en las comunidades de anfibios y reptiles	45
	B. Importancia de los bosques de origen antrópico para el mantenimiento de la diversidad herpetofaunística en regiones tropicales	48
XI.	CONCLUSIONES.....	52
XII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
XIII.	ANEXO.....	64
	A. Registro de evidencias.....	64
	B. Referencia de los estudios seleccionados.....	69
	C. Contenido de los estudios seleccionados.....	75

I. RESUMEN EN ESPAÑOL

En la actualidad, existe un debate sobre la importancia que tienen de los bosques de origen antrópico (BOA), tales como las plantaciones forestales, sistemas agroforestales, tala selectiva y bosques secundarios derivados de las actividades agropecuarias en el mantenimiento de la biodiversidad de las regiones tropicales; particularmente se desconoce su relevancia para la conservación de los anfibios y reptiles. Estos grupos son altamente diversos dentro de estos ecosistemas, pero también son los más vulnerables. El objetivo de este trabajo fue determinar la importancia de los BOA para el mantenimiento de la diversidad herpetofaunística en regiones tropicales. Se realizó una búsqueda sistematizada de evidencias. Con la información recopilada se realizó un metaanálisis. Finalmente, se realizaron pruebas con moderadores para determinar si existe una asociación entre la respuesta de ambos grupos, anfibios y reptiles, con alguna variable a nivel global. Se lograron identificar 633,825 publicaciones y tras la revisión, 66 fueron consideradas relevantes (31 para anfibios, 13 para reptiles y 22 para ambos grupos). Los resultados muestran que la riqueza de especies tanto de anfibios como reptiles, es significativamente mayor en los BOA y la composición de sus comunidades es significativamente diferente entre bosques conservados y BOA. El tipo de BOA (bosque secundario, plantación forestal, sistema agroforestal, tala selectiva), el origen del bosque antrópico (agropecuario, café, palma de aceite, eucaliptos, cacao, bambú, limón, palmito, quema controlada, aguacate, azúcar, pinos, el efecto de borde, árboles frutales, de caucho), la precipitación, la distancia promedio a cuerpos de agua y la distancia promedio entre bosques son cinco de las variables más importantes para determinar la presencia y composición de las comunidades en los BOA. Este trabajo permitió confirmar que, a pesar del crecimiento desmedido de la población humana y la constante transformación del ambiente, los BOA, pueden funcionar como áreas de amortiguamiento y como áreas de distribución potenciales para el mantenimiento de la diversidad herpetofaunística en regiones tropicales.

Palabras clave: Anfibio, bosques secundarios, correlación con moderadores, metaanálisis, plantaciones forestales, reptil, sistemas agroforestales, tala selectiva.

II. RESUMEN EN INGLÉS (ABSTRACT)

There is currently a debate about the importance of forests of anthropic origin (FAO), such as forest plantations, agroforestry systems, selective logging and secondary forests resulting from agricultural activities, in conserving biodiversity in tropical regions; in particular, their relevance for the conservation of amphibians and reptiles is unknown. These groups are highly diverse within these ecosystems, but they are also the most vulnerable. The objective of this work was to determine the importance of FAO for the conservation of herpetofaunal diversity in tropical regions. A systematic search for evidence was conducted. A meta-analysis was performed with the collected information. Finally, moderator tests were performed to determine if there was an association between the response of both groups, amphibians and reptiles, with any variable at the global level. 633,825 publications were identified and after screening 66 were considered relevant (31 for amphibians, 13 for reptiles and 22 for both groups). The results show that the species richness of both amphibians and reptiles is significantly higher in the FAO and the structure of their communities is significantly different between conservations forest and FAO. The type of FAO (secondary forest, forest plantations, agroecosystem, selective logging), the origin of the anthropic forest (agricultural, coffee, oil palm, eucalyptus, cocoa, bamboo, lemon, palm heart, controlled burning, avocado, sugar, pine, the edge effect, fruit trees, rubber), the precipitation, the average distance to water bodies and the average distance between forests are five of the most important variables to determine the presence and the biological structure of the communities in the FAO. This work confirms that, despite the excessive growth of the human population and the constant transformation of the environment, FAO can function as buffer areas and as potential distribution areas for the conservation of herpetofaunal diversity in tropical regions.

Keywords: Agroforestry systems, amphibians, correlation with moderators, forest plantations, meta-analysis, reptiles, secondary forests, selective logging.

III. INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales albergan una alta biodiversidad a nivel mundial, contienen cerca del 50% de todas las especies descritas, y son un componente clave en los ciclos del carbono, ciclos hidrológicos y evapotranspiración, lo que los convierte en la reserva de carbono más importante del planeta (FAO, 2020). Además de proporcionar agua potable, leña y proteína animal a los pobladores locales, su importancia se extiende a la población mundial, ya que proporcionan servicios ecosistémicos o contribuciones de la naturaleza para las personas como la regulación del clima (Dent & Wright, 2009; Pineda Herrera et al., 2019); sin embargo, las tasas elevadas de deforestación y el crecimiento desmedido de la población humana amenaza su mantenimiento y conservación.

Esta conversión de los bosques es preocupante para el desarrollo de la vida en la Tierra, sobre todo porque los cambios de uso de suelo están llegando a límites críticos a nivel mundial (FAO & GTIS, 2015). La transformación de los ecosistemas boscosos continuos, fragmentándolos provoca la disminución de la cobertura original y ha generado la formación de paisajes heterogéneos con afectaciones a los ciclos biogeoquímicos y el microclima (Keenan et al., 2015; Mitchell Aide et al., 2013; Pineda Herrera et al., 2019).

Se ha estimado que la población humana mundial de 7.2 billones a mediados de 2013 se incrementará en casi 8.2 billones para el 2025. Se espera que alcance 9.7 billones en el 2050 y 10.3 billones en 2100 (FAO & GTIS, 2015; Worldometers.info, 2024). Las estimaciones de la demanda mundial indican que para el 2050 el cambio de uso de suelo deberá incrementarse en un 40-70% en comparación con el 2010 (FAO & GTIS, 2015). En el 2020, a nivel mundial, aproximadamente 1,150 millones de hectáreas de bosque fueron manejadas principalmente para la producción de madera y productos forestales no madereros. Además, 749 millones de hectáreas fueron destinadas a usos múltiples, que a menudo incluye la producción industrial (FAO, 2020), siendo esto preocupante para el desarrollo y conservación de la vida en la Tierra. De manera que, la biodiversidad en estos ambientes representa un importante recurso biológico y genético para la conservación.

Los bosques derivados o aquellos en los que se llevan a cabo actividades humanas en este trabajo serán nombrados como bosques de origen antrópico (BOA), por lo que su conformación y arreglo espacial no tienen las mismas características que la vegetación donde se encuentran o de la cual se originaron (Pineda Herrera et al., 2019). Pueden variar en intensidad, manejo, actividad u origen, por lo que dentro de estos se incluyen bosques secundarios, plantaciones forestales, sistemas agroforestales o actividades de tala selectiva. Al depender del tipo de especies cultivadas, del manejo antrópico y de las características del propio bosque para generar los mecanismos que permitan el desarrollo de estructuras más complejas y más

biomasa (Morin, 2011; Pineda Herrera et al., 2019); son un componente importante en los paisajes tropicales modificados (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; Chazdon et al., 2009; Mitchell Aide et al., 2013; Palacios et al., 2013; Pineda Herrera et al., 2019).

Si los BOA se dejan descansar o bien si las actividades humanas que se realizan dentro de estos no generan fuertes impactos ambientales, éstos podrían almacenar una alta biodiversidad y proporcionar servicios ecosistémicos a niveles similares a los de los bosques conservados (Freire Santos et al., 2019; Pineda Herrera et al., 2019). Sin embargo, actualmente existe una discusión sobre la importancia de los BOA para el mantenimiento de la biodiversidad, ya que muchos de los bosques originales que han sido transformados en BOA como son los bosques secundarios, sistemas agroforestales o plantaciones forestales dependen del tipo de especies cultivadas y manejo antrópico para que los servicios ecosistémicos se mantengan y sean visibles (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; Pineda Herrera et al., 2019).

Incluso si el humano no utiliza toda la productividad primaria generada en los BOA, éstos siguen siendo activos para la conservación, pues dentro de ellos se forman microhábitats que proporcionan las condiciones que mejoran la calidad de suelo, agua, nutrientes, humedad y/o materia orgánica que puede ser aprovechada por otras especies no humanas (Brown & Lugo, 1990; Dunn, 2004; Chazdon et al., 2009). Sin embargo, este posible aprovechamiento no humano que, está dado por la interacción entre los requerimientos fisiológicos de los organismos, la disposición de recursos y las características físicas del hábitat (Cáceres-Andrade & Urbina-Cardona, 2009), dependerá de la capacidad que tienen las propias comunidades para recuperarse según el tipo de perturbación que se presente (Begon et al., 2006; Morin, 2011; Burivalova et al., 2014; Monge-Villegas et al., 2020) y, debido a que las comunidades biológicas, como toda entidad biológica, requieren de materia y energía para su conformación y desarrollo de actividades (Begon et al., 2006; Salgado-Negret, 2016), la distribución espacio temporal de las especies, estará influenciada por el número y la identidad de las especies que componen a cada una de las comunidades biológicas remanentes (Morin, 2011).

Las comunidades de anfibios y reptiles, particularmente, cumplen diversas funciones ecológicas dentro de los ecosistemas tropicales terrestres. Debido a sus requerimientos ecológicos y fisiológicos muchas de estas especies se vean afectadas por los cambios en el ambiente, especialmente en ambientes derivados de actividades humanas (Thompson & Donnelly, 2018). Por lo que, su declive es preocupante ya que, al encontrarse dentro de los estratos intermedios de las redes tróficas, su ausencia supone consecuencias importantes para la funcionalidad, conservación y mejoramiento de la biodiversidad dentro y fuera de los BOA a nivel global (Belamendia, 2010).

Los anfibios y reptiles, además, son de los grupos de vertebrados más numerosos y, sus números están disminuyendo más rápidamente que otros grupos de vertebrados como las aves (Böhm et al., 2013; Luedtke et al., 2023; IUCN, 2024). La principal causa de amenaza para estos grupos, es la pérdida y fragmentación del hábitat causado por actividades humanas, que impulsa un acelerado declive en sus poblaciones que los podría llevar a la extinción (IUCN, 2021). De acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), más de 42,100 especies están en peligro de extinción y el 28% de todas las especies evaluadas se encuentran en alguna categoría de riesgo. Dentro de los vertebrados, los anfibios son el grupo con el mayor número de especies incluidas en alguna categoría de riesgo (41%), seguidos por los mamíferos con el 27% y en tercer lugar los reptiles con el 21% (IUCN, 2021).

Cabe señalar que estos descensos no son aleatorios y, en términos de especies, las preferencias ecológicas, los rasgos fisiológicos y la distribución geográfica juegan un importante papel para la supervivencia de estos grupos (Stuart et al., 2004). Por lo que, para cumplir las metas de conservación a nivel mundial y por ende la conservación de diversos grupos biológicos, es imperativo predecir no sólo la magnitud de las pérdidas si no también qué grupos disminuirán y cuáles persistirán (Thompson & Donnelly, 2018).

IV. ANTECEDENTES

La pérdida de bosques está modificando significativamente la distribución, abundancia, composición y funcionamiento de la biota y, en casos extremos, da como resultado la extinción local de un gran número de especies (Acevedo-Charry & Mitchell Aide, 2019). Se estima que más del 60% de los bosques del mundo están degradados o se están recuperando de perturbaciones importantes y en algunas regiones del mundo los bosques secundarios, las plantaciones forestales, los sistemas agroforestales, la tala selectiva o simplemente áreas degradadas por actividades humanas está aumentando a ritmos alarmantes (Thompson & Donnelly, 2018; Cordier et al., 2021).

Esta pérdida y modificación del hábitat derivada de actividades humanas se ha identificado como la principal amenaza para el 85% de las especies clasificadas en la lista roja de la IUCN y se prevé que lo siga siendo por los próximos años si no se toman medidas de precaución o prevención (Acevedo-Charry & Mitchell Aide, 2019; Cordier et al., 2021). Actualmente, existe la esperanza de que algunos de los impactos negativos causados por la pérdida y modificación del hábitat, como la reducción de servicios ecosistémicos y la pérdida de biodiversidad, puedan compensarse con la regeneración natural de los bosques secundarios (Acevedo-Charry & Mitchell Aide, 2019; Thompson & Donnelly, 2018). Sin embargo, la evaluación de estos impactos es incipiente sobre algunos grupos de vertebrados.

Estudios recientes han analizado los patrones de recuperación de los vertebrados durante la sucesión de los bosques secundarios, plantaciones forestales, tala selectiva, urbanización, agricultura, ganadería y silvicultura en bosques de origen antrópico, observando que, en muchos taxa animales la riqueza se recupera asintóticamente a medida que el bosque madura (Thompson & Donnelly, 2018; Acevedo-Charry & Mitchell Aide, 2019; López-Bedoya et al., 2022). En general, se ha observado que la recuperación se produce aproximadamente al mismo tiempo que las especies arbóreas se recuperan o mantienen, de tal manera que, los valores ecológicos de la fauna pueden depender en gran medida de la trayectoria de rebote o estructura de la vegetación (Thompson & Donnelly, 2018; Acevedo-Charry & Mitchell Aide, 2019; López-Bedoya et al., 2022).

Se ha observado también, que los rasgos ecológicos y del ciclo de vida, la diversidad funcional y filogenética son otras variables que se han relacionado con el declive de vertebrados a escalas regionales, reflejando a menudo la vulnerabilidad de las especies a múltiples amenazas subyacentes que varía en gravedad o extensión espacial dependiendo del taxón biológico (Nowakowski et al., 2017). Particularmente, en cuanto a los descensos de anfibios y reptiles, a nivel mundial la principal causa de su declive se deriva de la destrucción de su hábitat (Nowakowski et al., 2018a).

Los metaanálisis que hasta la fecha se han realizado referente a la respuesta de anfibios y reptiles a la modificación del hábitat derivada de actividades humanas se han centrado en tomar como métrica únicamente a la riqueza de especies o detectar los clados más vulnerables. Acevedo-Charry y Mitchell Aide (2019) demostraron un patrón general de aumento gradual durante la sucesión ecológica en bosques secundarios, donde, la riqueza de especies sobreestimó la recuperación de la diversidad de vertebrados durante la sucesión. Sin embargo, detectaron que, aunque algunos grupos se recuperaron a niveles similares a la de los bosques conservados, muchas especies no lo hicieron. Para el caso de los anfibios se mostraron valores similares de riqueza para la sucesión temprana y mediana y para el caso de reptiles se observó que la riqueza aumenta conforme la sucesión, debido a que la complejidad ambiental aumenta. Así mismo, Thompson y Donnelly (2018), observaron una tendencia similar en la respuesta de anfibios y reptiles, donde, en general observaron que los bosques conservados tienden a presentar mayor riqueza de especies que los bosques secundarios, sin ser estas diferencias tan grandes entre los bosques secundarios y los bosques conservados.

De manera puntual, Thompson y colaboradores (2016), sintetizaron los efectos de cuatro cambios de uso de suelo derivado de actividades humanas (urbanización, agricultura, ganadería y silvicultura) en la riqueza de anfibios y reptiles. No surgieron patrones de respuesta claros ya que se observaron patrones negativos, positivos o nulos en la respuesta del impacto de los cambios en el uso de suelo sobre la riqueza de especies de anfibios y reptiles en las diferentes partes del mundo.

Cordier y colaboradores (2021) evaluaron la respuesta de la riqueza de especies de anfibios y reptiles frente a la urbanización, agricultura, ganadería, deforestación, tala selectiva y silvicultura, demostrando que la mayoría de las especies de anfibios y reptiles se ven fuertemente afectadas por el cambio de uso de suelo, lo que provoca una importante extinción local de especies. Observaron, además que los anfibios se ven afectados particularmente por la deforestación, la silvicultura y la urbanización, mientras que los reptiles disminuyeron significativamente con la ganadería y la urbanización. Los tipos de cambios de uso de suelo restantes mostraron tendencias negativas para ambos grupos.

Verschuyf y colaboradores (2011) por el contrario, observaron un impacto neutro y positivo a la tala selectiva sobre la riqueza de anfibios, argumentando que debido a que esta actividad es muy variable en cuanto a la intensidad y en cuanto al número de árboles extraídos se refiere. Esta actividad no tiene efectos negativos sobre las condiciones microclimáticas; por el contrario, la humedad del suelo cambia y esto favorece la presencia de anfibios aumentando el bosque herbáceo y sotobosque.

López-Bedoya y colaboradores (2022) evaluaron la respuesta de anfibios y reptiles en áreas de pastoreo y plantaciones forestales, donde, en general, ambos grupos presentaron un efecto negativo sobre la riqueza y

abundancia total de especies. Sin embargo, detectaron que las plantaciones forestales pueden proteger mejor a la biodiversidad herpetofaunística en comparación con las áreas de pastoreo. Así mismo, se observó que las plantaciones forestales que están adyacentes a áreas de bosque maduro pueden reducir o amortiguar los impactos del borde ambiental sobre la diversidad de anfibios y reptiles, siendo las plantaciones forestales de especies exóticas en biomas tropicales las que más reducen la diversidad de especies.

Si bien el tipo de cambio de uso de suelo es una variable que influye fuertemente en la riqueza y abundancia de las comunidades de anfibios y reptiles, se ha observado que la biología específica de cada especie también influye en la respuesta de estos grupos a los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad (Nowakowski, et al., 2018a), por lo que conocer la respuesta de los taxones en cuanto a la diversidad funcional y filogenética es indispensable para la elaboración de estrategias de conservación efectivas.

De esta manera, Nowakowski y colaboradores (2017) detectaron las especies de anfibios en declive o con mayor amenaza a la modificación del hábitat, siendo las especies de anfibios invasoras más tolerantes y abundantes en ambientes antropizados. Así mismo, observaron que las especies con distribución pequeña son intrínsecamente más sensibles que las especies de amplia distribución probablemente debido a la amplitud del nicho y las historias evolutivas y biogeográficas de las especies. Observaron también que el tamaño del área de distribución de las especies estaba relacionado positivamente con la latitud (regla de Rapoport); por lo tanto, es probable que en cualquier latitud las especies con nichos amplios toleren mejor la alteración del hábitat que las especies con distribución pequeña y nichos pequeños. Así mismo, detectaron que la familia es una variable importante ya que algunas familias suelen estar sobrerrepresentadas en cuanto a la sensibilidad a la modificación del hábitat.

Siguiendo esta misma línea de investigación para el 2018a, Nowakowski y colaboradores observaron que la menor sensibilidad de las especies a la pérdida y modificación del hábitat proviene de rasgos conservados filogenéticamente. Notablemente, especies de ranas con desarrollo directo tienden a ser especialmente más sensibles a la conversión del hábitat, mientras que las especies que se desarrollan y reproducen con larvas de vida libre en cuerpos de agua lénticos suelen ser más tolerantes al disturbio y se ven beneficiadas con la creación de nuevos cuerpos de agua en ambientes antropizados. Se observó que, si bien normalmente hay menos especies en ambientes alterados, estas especies representan clados dispersos a lo largo de la filogenia y las especies en los ambientes conservados tienden a estar más estrechamente relacionadas entre sí.

Finalmente, Nowakowski y colaboradores (2018b), con la finalidad de detectar las variables que influyen en la respuesta de anfibios y reptiles a estas modificaciones ambientales, obtuvieron que medidas simples de la biología térmica como la CTmax (temperatura crítica máxima), así como el TSM (margen térmico de seguridad) explican hasta el 75% de la variación en las respuestas de anfibios y reptiles a la modificación

del ambiente. Como era de esperarse, las especies capaces de tolerar temperaturas más elevadas (con CTmax más alta) y aquellas que se espera mantengan la temperatura corporal muy por debajo de sus CTmax (con TSM grandes) eran típicamente menos sensibles a la modificación del ambiente que las especies con CTmax bajos y TSM estrechos. Hubo respuestas variables, especies con baja tolerancia al calor fueron aquellas con menor probabilidad de mantener poblaciones abundantes locales en fragmentos y ambientes transformados, posiblemente debido a los limitantes fisiológicos impuestos sobre su supervivencia, actividad y eficiencia de búsqueda de alimento.

V. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Debido a la diversidad de resultados en revisiones y metaanálisis previos y debido a que la mayoría únicamente se centran en entender la respuesta de las comunidades de anfibios y reptiles ante la transformación de bosques tropicales a BOA a través de la riqueza de especies, es que surge la necesidad de hacer una revisión del tema, un mapeo sistemático de las publicaciones existentes y un metaanálisis con la información obtenida.

Entender y determinar si la riqueza de especies (número de especies en una comunidad), y la integración de un atributo más de la comunidad que es la composición de especies (similitud o disimilitud) de la comunidad, nos permitirá tener un panorama más claro, respecto a la respuesta de los anfibios y reptiles a la modificación del ambiente y la importancia de los BOA para el mantenimiento de la diversidad herpetofaunística en regiones tropicales.

En esta investigación se describe la respuesta de anfibios y reptiles en cuatro tipos de disturbio antrópico (bosques secundarios, plantaciones forestales, sistemas agroforestales y tala selectiva) dentro de las cuatro regiones biogeográficas tropicales (Neotropical, Indomalaya, Afrotropical y Australasia; Olson et al., 2001). Para cada grupo taxonómico (anfibios y reptiles), a través de un metaanálisis se espera estimar la tendencia a nivel global de la riqueza y composición de las comunidades de anfibios y reptiles dentro de los BOA usando a los bosques conservados como referencia.

Dado que la mayoría de los estudios realizados previamente se centraron en la respuesta de la riqueza, se evaluó la respuesta de estos grupos en cuanto a su composición de la comunidad se refiere. Específicamente se abordaron las siguientes preguntas: 1) ¿Cuál es el estado de la información generada hasta la actualidad sobre el impacto que tienen los bosques tropicales de origen antrópico sobre las comunidades de anfibios y reptiles?, 2) ¿Cuál es la importancia de los bosques de origen antrópico para el mantenimiento de la diversidad herpetofaunística en regiones tropicales? y 3) ¿Qué variables influyen en la respuesta de anfibios y reptiles para el mantenimiento de su biodiversidad en regiones tropicales?

VI. OBJETIVOS

Objetivo

Describir el estado del conocimiento y determinar la importancia de los bosques tropicales de origen antrópico para las comunidades de anfibios y reptiles.

Objetivos particulares

- Conocer el estado de la información existente respecto al impacto que tienen los bosques tropicales de origen antrópico (BOA) sobre las comunidades de anfibios y reptiles para detectar tendencias y sesgos de investigación a nivel global.
- Determinar diferencias en la riqueza de especies de las comunidades de anfibios y reptiles para evaluar patrones de pérdida, mantenimiento o ganancia entre bosques conservados y bosques de origen antrópico (BOA) en regiones tropicales.
- Determinar diferencias en la composición de las comunidades anfibios y reptiles para evaluar el nivel de similitud o disimilitud de las comunidades de anfibios y reptiles entre bosques conservados y bosques de origen antrópico (BOA) en regiones tropicales.
- Determinar qué variables influyen en la riqueza de especies y composición de las comunidades de anfibios y reptiles en regiones tropicales para explicar los patrones de pérdida, mantenimiento o ganancia de las comunidades de anfibios y reptiles entre bosques conservados y bosques de origen antrópico (BOA) en regiones tropicales.

VII. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

La presencia de especies vegetales nativas a través de los múltiples estratos de vegetación y una mayor heterogeneidad ambiental en los bosques conservados, en donde, las actividades humanas no tienen una fuerte incidencia, favorecerá el mantenimiento del número de especies (riqueza de especies) de anfibios y reptiles presentes en estos bosques, por lo que se espera que la riqueza de especies tanto de anfibios como de reptiles sea mayor en bosques conservados que en aquellos de origen antrópico.

La recuperación de muchos taxa animales en los BOA depende de las preferencias ecológicas y de los rasgos funcionales y de historia de vida de cada especie, favoreciendo la diferenciación en cuanto a la composición de las comunidades de anfibios y reptiles entre bosques conservados y BOA. Esta diferencia será más marcada en anfibios que en reptiles, debido a que en general los anfibios presentan rasgos de historia de vida más sensibles a los cambios antrópicos a diferencia de los rasgos presentes en reptiles.

El tipo de BOA, el origen del bosque antrópico o el origen de la plantación, impactarán negativamente en la riqueza de especies y afectará la composición de las comunidades en los BOA, por lo que se espera que entre mayor sea la intervención humana sobre las características bióticas y abióticas del bosque, la riqueza de especies sea menor y la composición de la comunidad sea más distinta que la de los bosques conservados.

La temperatura, la precipitación, la presencia de cuerpos de agua, la distancia a los bosques conservados como fuentes de recursos, el bioma y el tipo de muestreo, serán los principales impulsores abióticos para determinar los cambios en la riqueza de especies y la composición de las comunidades de anfibios y reptiles en BOA, por lo que se espera que a menor distancia a cuerpos de agua y a bosques conservados y, a menor temperatura y mayor precipitación la riqueza de especies y composición de las comunidades serán favorecidas en los BOA. Además, las características del bioma y el tipo de muestreo (así como sus combinaciones), estarán relacionadas con la probabilidad de detección de especies en los BOA.

VIII. MÉTODO

A. *Síntesis sistemática de evidencia (o mapeo sistemático)*

Se realizó una síntesis sistemática de evidencias (también llamada mapeo sistemático), la cual se ha desarrollado para recopilar y cotejar evidencias, evaluando estudios y sintetizando los resultados de los mismos, a través de un método de síntesis riguroso, que a diferencia de las revisiones de literatura tradicional tiene como objetivo reducir el sesgo del revisor y de publicación, permitiendo al lector ver todas las decisiones tomadas para la inclusión y valoración de la investigación y ver cómo se han alcanzado dichos resultados (James et al., 2016). De esta manera, el marco de referencia metodológico que se usó se basa en cinco etapas y sus componentes se encuentran detallados en la Tabla 1: Etapa 1, establecer el alcance de la pregunta, los criterios generales de inclusión de los estudios, búsqueda exhaustiva e imparcial en múltiples fuentes de literatura y descripción detallada del protocolo de búsqueda; Etapa 2, registro de evidencias; Etapa 3, inclusión de estudios por título y resumen; Etapa 4, valoración crítica de los estudios seleccionados para proporcionar solidez al metaanálisis; Etapa 5, descripción y visualización de los hallazgos a través del software R versión 2022.07.2 (R Core Team, 2022), con la paquetería PRISMA2020 (Haddaway et al., 2021; Haddaway et al., 2022), tidyverse (Wickham et al., 2019), dplyr (Wickham et al., 2023), ggplot2, treemapify (Wickham et al., 2016), tidytext (Silge & Robinson, 2016), ggraph (Pedersen, 2024), igraph (Csárdi et al., 2024), ggrepel (Slowikowski, 2024), scales (Wickham et al., 2023), extrafont (Chang, 2023) y el software QGIS versión 3.16.16 (QGIS, 2024). Se realizaron las tablas, gráficos y mapa, para presentar los metadatos del estudio y describir el alcance de la investigación.

Tabla 1. Componentes de la síntesis sistemática de evidencias.

Variable	Información extraída
Búsqueda de literatura (Etapas 1-3)	
Pregunta	¿Cuál es el estado de la información generada hasta la actualidad sobre el impacto que tienen los bosques tropicales de origen antrópico sobre las comunidades de anfibios y reptiles? ¿Cuál es la importancia de los bosques de origen antrópico para el mantenimiento de la diversidad herpetofaunística en regiones tropicales? ¿Qué variables influyen en la respuesta de anfibios y reptiles para el mantenimiento de su biodiversidad en regiones tropicales?
Año de publicación	Todos los años anteriores al 2023.
Tipo de publicación	Artículos académicos, tesis, documentos de actas, artículos de revisión, capítulos de libros y libros.
Idioma	Inglés, español y portugués (debido a que sólo se manejan estos tres idiomas, no fueron considerados otros).

Motores de búsqueda	Web of Science (WoS: http://www.webofknowlefecto de borde.com/), Google Scholar (GS: https://scholar.google.com.mx/), Dimensions (Dim: https://www.dimensions.ai/), TESIUNAM (https://tesiunam.dgb.unam.mx), TESIS.IPN (https://tesis.ipn.mx/), TESIUAMI (http://tesiuami.izt.uam.mx/) y biblioteca.xoc.uam.mx (https://biblioteca.xoc.uam.mx/), estos cuatro últimos fueron seleccionados debido a la accesibilidad gratuita nacional.
Palabras clave	Herpetofauna*, anfibio*, reptil*, anuro*, lagartija*, serpiente*, bosque* tropical*, antrópico*, bosque* secundario*, agroforestal*, plantación*, tala, fuego, modificado*, selva*, modificación humana, tropical* forest*, antropico*, modified*, human modification, secondary forest*, agroforestal*, agroecosystem, tree plantation*, tala*, fire*, amphibia*, reptile*, herpetology. herpetofauna*, anuran*, lizard*, snake*, forest*, floresta* tropical*, antropico*, modificado*, floresta* secundaria*, agrofloresta*, plantação*, me sentindo, incêndio*, anfíbio*, réptil*, herpetofauna, anuro*, lagarto*, cobra*.
Búsqueda	Título y resumen
Criterios de inclusión	<p>Todos los tipos de regiones biogeográficas tropicales de acuerdo a la clasificación de Olson y colaboradores (2001): Neotrópico, Afrotrópico, Indomalayo y Australasia.</p> <p>Todos los diferentes tipos de origen antrópico: bosques secundarios derivados de actividades agropecuarias, plantaciones forestales, sistemas agroforestales y bosques con actividad de tala selectiva. Sin importar los años de manejo o abandono.</p> <p>Todos los bosques de origen antrópico que cuenten con muestreos en áreas conservadas o bien, áreas sin indicios evidentes de actividad humana, donde la última intervención tuvo lugar 40 años atrás (Wirth et al., 2009).</p> <p>Todos los bosques tropicales de origen antrópico y bosques conservados que cuenten con datos de riqueza y abundancia de anfibios y/o reptiles por cada sitio o cuadrante; o bien cuenten con los resultados de sus datos de riqueza y de sus pruebas de ANOSIM (R^2 y valores de p).</p> <p>Todos los bosques tropicales de origen antrópico y bosques conservados que cuenten con al menos dos réplicas.</p>

Información para dar solidez al metaanálisis (Etapas 4-5)

Codificación	<p>Información bibliográfica: DOI, revista, año, autores, título y tema.</p> <p>Grupo biológico: clase y subgrupo.</p> <p>Ubicación geográfica: país, región, localidad, coordenadas, región biogeográfica y bioma.</p> <p>Variables ambientales: temperatura, humedad y elevación.</p> <p>Características de los bosques de origen antrópico: tipo de BOA, origen del bosque antropizado, origen de la plantación, intervalos de años de abandono y años mínimo y máximo de abandono.</p> <p>Diseño de muestreo: hectáreas por cuadrante, método de trampeo, abundancia (esfuerzo de muestreo) y temporada de muestreo.</p> <p>Variables: promedio y desviación estándar de la riqueza de especies por tratamiento, promedio de la abundancia de especies por tratamiento, número de réplicas por tratamiento, distancia promedio a cuerpos de agua, distancia promedio entre bosques</p>
--------------	--

	conservados y bosques de origen antrópico, número total de réplicas, el R del ANOSIM y el valor de <i>p</i> .
Población	Todas las especies de anfibios y reptiles que se encuentren dentro de bosques tropicales de origen antrópico.
Variables	de interés: riqueza de especies y composición de las comunidades. de respuesta (riqueza de especies): número total de especies presentes dentro de un sitio de muestreo. de respuesta (composición de la comunidad): matriz de abundancias cuyas columnas representen los sitios de muestreo y cuyas filas son el conjunto de especies presentes en ese sitio.
Unidad experimental	Todos los bosques tropicales de origen antrópico.
Comparación	Bosques tropicales sin impacto antrópico (bosques conservados).
Tratamientos	Cultivos agroforestales, bosques secundarios, plantaciones forestales y tala selectiva.
Criterios de eliminación	Razón 1: En el contenido no cuenta con alguno de los criterios de inclusión. Razón 2: La misma base se usa para más de una publicación. Razón 3: No conseguí los datos para capturar la información.

B. Codificación para proporcionar solidez al metaanálisis.

Con la información recabada se elaboraron definiciones para la codificación de artículos y posterior análisis. Las definiciones incluirán lo observado durante la síntesis sistemática de evidencias y sentarán las bases para el desarrollo del metaanálisis.

Bosque: tierra que se extiende por más de 0.1 hectáreas, dotadas de árboles de una altura superior a 5 metros y una cubierta de dosel superior al 10-30% o árboles capaces de alcanzar esa altura in situ. Incluye áreas de agricultura y plantaciones que alcancen o puedan alcanzar las características anteriores (UNFCCC, 2002; FRA, 2015; Chazdon et al., 2016).

Bosque conservado (primario, maduro, viejo, continuo, reservas o áreas naturales protegidas): bosque regenerado de manera natural, compuesto de especies nativas y en el cual no existen indicios evidentes de actividades humanas o bien la última intervención significativa tuvo lugar 40 años atrás, permitiendo el restablecimiento de la composición natural de las especies y de los procesos ecológicos (FRA, 2015). Van desde bosques secundarios de etapas avanzadas de la sucesión ecológica hasta bosques relativamente poco impactados por actividades humanas (Wirth et al., 2009).

Bosques de origen antrópico (BOA): bosques formados como consecuencia de una perturbación antrópica y, en consecuencia, su composición y estructura florística original se ha modificado (Brown & Lugo, 1990;

Pineda Herrera et al., 2019). Varían en edad (desde cero hasta los 40 años) y en origen del BOA. De esta manera, se clasificaron en cuatro categorías:

- 1) Bosques secundarios: bosques caracterizados por encontrarse entre los cero y 40 años de regeneración natural en el cual existen indicios evidentes de actividad antrópica. Incluye áreas que están regenerándose después de uso agrícola o ganadero, un incendio producido por actividades humanas (quema controlada), efecto de borde o plantaciones de *Eucaliptus sp.* y cacao. Se caracterizan predominantemente por especies de crecimiento rápido, de sucesión temprana y pioneras. Exhiben una homogeneidad forestal que se ve reflejada en los estratos más bajos, cuya cobertura del dosel es poca, sin o con poca cobertura de sotobosque (FRA, 2015; Pacle et al., 2020)
- 2) Sistemas agroforestales: bosques que combinan vegetación nativa con cultivos (café y cacao) o ganadería, cuyo componente arbóreo es denso y diverso, con múltiples estratos de vegetación (Pineda Herrera et al., 2019).
- 3) Plantaciones forestales: compuestos predominantemente por árboles establecidos mediante la plantación o siembra de especies nativas o no nativas, con especies de edad uniforme, poco y uniforme espaciamiento entre ellas. Se incluyen en este trabajo, además, plantaciones de tallo leñoso, industriales, domésticas y a pequeña escala, con más de tres años que para especies como anfibios y reptiles pueden ser usados como estructura arbórea uniforme y con poca estructura de dosel. Algunos tipos de plantaciones son de aguacate, bambú, caña de azúcar, *Eucaliptus sp.*, *Pinus sp.*, palma de aceite, palmito, árboles frutales y de caucho (Kanninen, 2010; FRA, 2015).
- 4) Tala selectiva: bosques resultados del aprovechamiento de los recursos naturales maderables y no maderables de la superficie forestal, donde, la mayoría de los árboles permanecen intactos y la maduración de los bosques es desigual. Se incluyen algunos de los que se puede obtener productos maderables, celulosa, papel, resina, caucho, seda artificial y cera (FRA, 2015).
- 5) Cuerpos de agua: masa o extensión de agua, de origen natural o artificial, que en asociación con el terreno circundante genera microambientes con funciones únicas e imprescindibles para la vida humana (SEDEMA, 2023). Pueden incluir arroyos, ríos o canales naturales o artificiales permanentes y temporales.

C. Metaanálisis

Para evaluar la importancia de los BOA para las comunidades de anfibios y reptiles en las regiones tropicales, se eligieron dos variables de respuesta (riqueza de especies y composición de la comunidad). Como herramienta se utilizó un metaanálisis que nos permitió mejorar la precisión de los efectos, integrando diversos hallazgos sobre un determinado tema y aumentando el tamaño de la muestra efectiva (tamaño de

efecto), con el propósito de estimar tendencias globales (Felton et al., 2010; Koricheva et al., 2013; James et al., 2016). El marco de referencia metodológico que se usó se basa en cinco etapas y sus componentes se encuentran detallados a continuación:

Etapa 1, *Metaanálisis*: para el caso de la riqueza de especies se usó la diferencia de medias estandarizadas (Gurevitch et al., 2001), usando el valor promedio y las desviaciones estándar de la riqueza de especies y, como tamaño de muestra se usó el promedio de la abundancia, para cada una de las dos condiciones contrastantes dentro del paisaje: los bosques conservados (control) y los BOA (tratamiento), para cada uno de los grupos biológicos (anfibios y reptiles; Cordier et al., 2021).

Para evaluar la composición de las comunidades de anfibios y reptiles, a cada uno de los estudios que contaron con la base de datos completa, es decir, que contaban con datos crudos de abundancia relativa por especie y con al menos dos réplicas por tratamiento, se les realizó un análisis multivariado no paramétrico conocido como ANOSIM, usando una matriz de datos estructurada de la siguiente forma: en las columnas se ubican cada una de las especies registradas y en las filas cada uno de los sitios muestreados, de manera que la matriz se rellenó con el número de individuos por especies dentro de cada sitio muestreado (Alonso, 2022). A continuación, se tomaron los valores estadísticos R y valor de p como medidas de variación para nuestro metaanálisis. En algunos casos los valores estadísticos (R y p) fueron extraídos directamente de las publicaciones. Como medida de tamaño de efecto se usaron los coeficientes extraídos de la población y se ajustó un modelo de efectos aleatorios, pues se esperaban diferencias importantes entre los bosques conservados y los bosques de origen antrópico, ya que cada observación proviene de una población diferente (McCune et al., 2002; Borenstein et al., 2009; Koricheva et al., 2013; Nakagawa et al., 2017).

Etapa 2, *Análisis de influencia* (GOSH plot analysis): para evaluar la solidez de nuestro metaanálisis dada por la heterogeneidad entre estudios, se elaboró un diagrama de visualización gráfica de la heterogeneidad (*GOSH plot*), el cual, ajusta el mismo modelo del metaanálisis a todos los subconjuntos posibles de nuestros estudios incluidos, para determinar qué estudios contribuyen más a cada grupo, debido a que no solo los tamaños de efecto extremos pueden generar inquietudes con respecto a la solidez del efecto agrupado, sino también la presencia de estudios influyentes (Harrer et al., 2022).

Etapa 3, *Evaluación del sesgo de publicación*, una vez detectados los estudios influyentes, se realizó un análisis de recorte y relleno (*funnel plot*) para ver el sesgo de publicación y evitar malas interpretaciones. Este método estima los estudios potencialmente ausentes debido al sesgo de publicación en el gráfico de embudo y ajusta la estimación del efecto real (Koricheva et al., 2013).

Etapa 4, *Resumen estadístico de los estudios* (forest plot): una vez eliminados los estudios influyentes y evaluado el sesgo de publicación, se volvió a correr el metaanálisis para obtener los resultados finales que nos permitan ver la tendencia a nivel global sobre la importancia de los BOA para las comunidades de anfibios y reptiles en regiones tropicales.

Etapa 5, *Correlación con moderadores* (meta-regresión): finalmente, dado que los estudios incluidos en este metaanálisis provienen de cuatro diferentes categorías de tipos de BOA, diferentes orígenes del bosque antrópico y origen de las plantaciones. Así como una variedad de métodos de muestreo, bioma, temperatura y precipitación, ajustamos de nuevo el metaanálisis, pero incluyendo estos factores como variables moderadoras. Así mismo, la distancia promedio a cuerpos de agua y la distancia promedio entre bosques (conservados y antrópicos) fueron incluidas como variables moderadoras.

Se realizaron pruebas independientes para los moderadores: tipo de BOA (bosque secundario, plantación forestal, sistema agroforestal, tala selectiva), origen del bosque antrópico (agropecuaria, café, palma de aceite, eucaliptos, cacao, bambú, limón, palmito, quema controlada, aguacate, azúcar, pinos, el efecto de borde, árboles frutales, de caucho), origen de la plantación (nativa, exótica), métodos de muestreo (B- Búsqueda directa; ByC- Búsqueda directa y cantos; ByLDTC- Búsqueda directa y Líneas de desvío con trampas de caída; B-C-LDTCyTE- Búsqueda directa, Cantos, Líneas de desvío con trampas de caída y trampas de embudo; B-LDTCyTE- Búsqueda directa, Líneas de desvío con trampas de caída y trampas de embudo; B-LDTC-TEyTP- Búsqueda directa, Líneas de desvío con trampas de caída, trampas de embudo y trampas de pegamento; LDTC- Líneas de desvío con trampas de caída; LDTCyTE- Líneas de desvío con trampas de caída y trampas de embudo; TP- Trampas con pegamento), bioma (TSDBF-Bosques tropicales secos y subtropicales de hoja ancha; TSMBF-Bosque tropicales húmedos y subtropicales de hoja ancha o frondosa; TSGSS-Tropicales y subtropicales pastizales, sabanas y matorrales; MGS-Pastizales y sabanas inundadas; TBMF-Bosques templados latifoliados y mixtos; TSCF- Bosques tropicales y subtropicales de coníferas; DXS- Desiertos y Matorrales Xerofilos; Olson et al., 2001), temperatura, precipitación, distancia promedio a cuerpos de agua y distancia entre bosques conservados y bosques de origen antrópico. Estas meta-regresiones se realizaron para determinar si existe una asociación lineal entre los resultados del metaanálisis y estas variables.

Todos estos análisis fueron elaborados a través del software R versión 2022.07. 2 (R Core Team, 2022), con las paqueterías *vegan* (Oksanen et al., 2024), *metafor* (Viechtbauer, 2010), *meta* (Balduzzi et al., 2019), *tidyverse* (Wickham et al., 2019), *dmetar* (Harrer et al., 2019). Además, a través del software QGIS versión 3.16.16 (QGIS, 2024) se trazaron polígonos que contuvieran las coordenadas de cada uno de los sitios muestreados tanto en bosques conservados como en los bosques de origen antrópico y se sacaron los centroides para medir la distancia en metros entre ambos. Así mismo, a partir de los centroides, se obtuvo

el promedio de la distancia a cuerpos de agua entre los bosques conservados y bosques de origen antrópico. Posteriormente, se extrajo la información altitudinal, de temperatura y humedad por cada área de estudio.

IX. RESULTADOS

A. *Búsqueda y selección de literatura.*

Las búsquedas se llevaron a cabo entre los meses de octubre de 2021 y febrero del 2023. Se realizaron un total de 25 búsquedas, seis en Web of Science (WoS), cuatro en Google Scholar (GB), tres en Dimensions (Dim), tres en TESIUNAM, dos en la Biblioteca Digital de la UAM Xochimilco (BXUAMI), cinco en TESIUAMI y dos en TESIS.IPN. Se obtuvo un total de 634,587 estudios publicados: 625,519 en WoS, 8,151 en GS, 155 en Dim, 480 en TESIUNAM, 16 en BXUAMI, tres en TESIUAMI y 263 en TESIS.IPN (Anexo A).

Se obtuvo un total de 633,825 resultados en los motores de búsqueda WoS, GB y Dim, de los cuales 195,078 eran duplicaciones y 435,412 fueron eliminados, ya que, existen hallazgos que demuestran que entre los primeros 50 y 100 resultados, es decir, entre las primeras cinco y diez páginas por buscador se obtienen resultados los suficientemente extensos para realizar una síntesis sistemática (Haddaway et al., 2015), además mucha de la información comienza a duplicarse y se va alejando del conjunto de palabras clave que fueron ingresadas en la búsqueda, por lo que únicamente se revisaron las diez primeras páginas obtenidas con cada una de las combinaciones de palabras.

Se examinaron un total de 3,335 resultados de los cuales 3,122 fueron excluidos ya que el título y resumen no contenía información relevante para el estudio, dando un total de 213 estudios recuperados para evaluar y ser sometidos para elegibilidad. En una revisión más profunda 89 estudios fueron eliminados porque el contenido no contaba con alguno de los criterios de inclusión (Razón 1), 18 usaron la misma base para más de una publicación (Razón 2) y 62 no fueron posible conseguir los datos para capturar la información (Razón 3). Por otra parte, a través de los sitios web de las páginas institucionales universitarias de México TESIUNAM, BXUAMI, TESIUAMI y TESIS.IPN fue posible obtener 763 resultados, de los cuales sólo 21 fueron recuperados para evaluar y 18 fueron eliminados por no contar con alguno de los criterios de inclusión (Razón 1). De esta manera, 30 publicaciones fueron nuevas en esta revisión a través de los motores de búsqueda y tres fueron nuevas a través de los sitios web especializados, dando un total de 33 publicaciones incluidas. Finalmente, de los 48 estudios incluidos previamente por Hernández-Ordóñez (2015), 33 fueron incluidas en esta revisión, dando así un total de 66 estudios incluidos para esta revisión (Fig. 1; Anexo B).

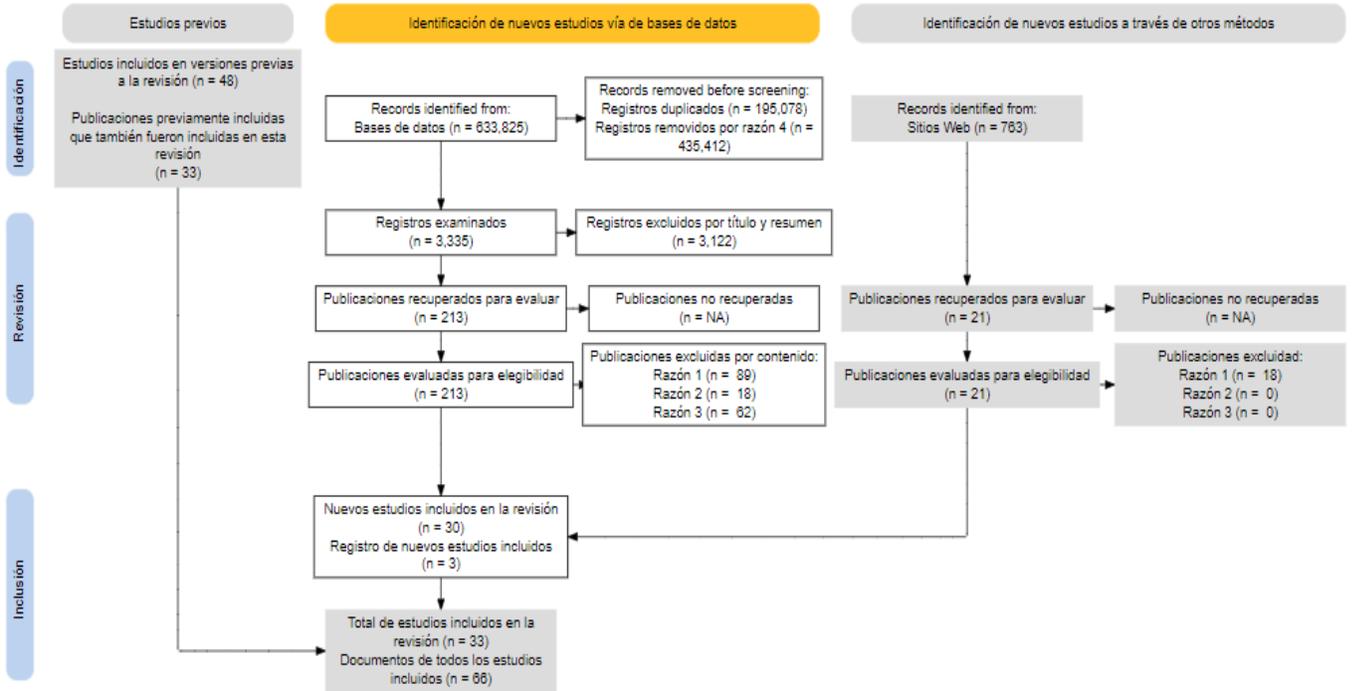


Figura 1. Descripción general de la inclusión, selección y eliminación de publicaciones por etapas

B. Descripción y visualización de los hallazgos

Las publicaciones incluidas en esta revisión se encuentran distribuidas de 1994 a 2023, con dos picos de producción para los años 2013 y 2015 con ocho estudios, seguidos por el 2008 con seis publicaciones, en tercer lugar, tenemos al 2014 con cinco publicaciones, el resto de los años presentan entre tres y una publicación al año (Fig. 2).

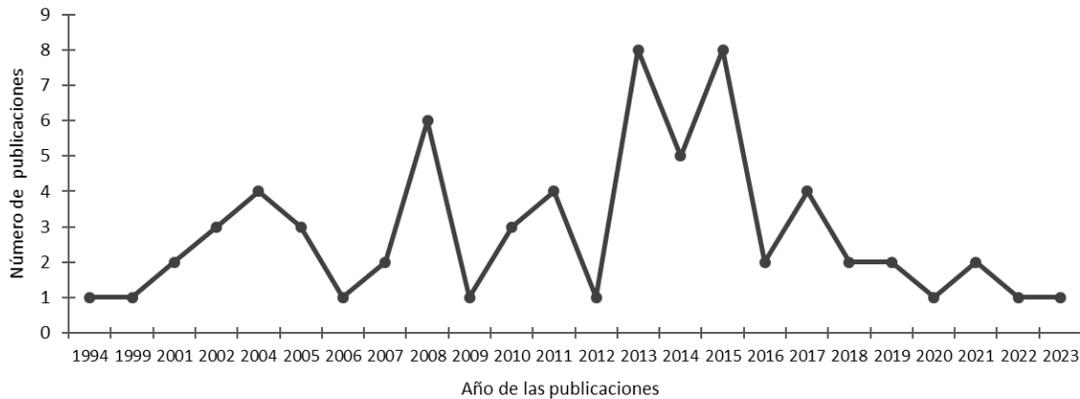


Figura 2. Distribución cronológica de la información incluida en esta revisión.

La información se distribuyó en 31 revistas, siendo la revista *Biological Conservation* la que cuenta con mayor número de publicaciones con siete artículos (11%); seguida por las revistas *Biodiversity and Conservation* y *Conservation Biology* con seis publicaciones cada una (9%) y *Biotropica*, ocupa el tercer lugar con cinco publicaciones (8%), el resto presentan de cuatro a una publicación por revista (Fig. 3).

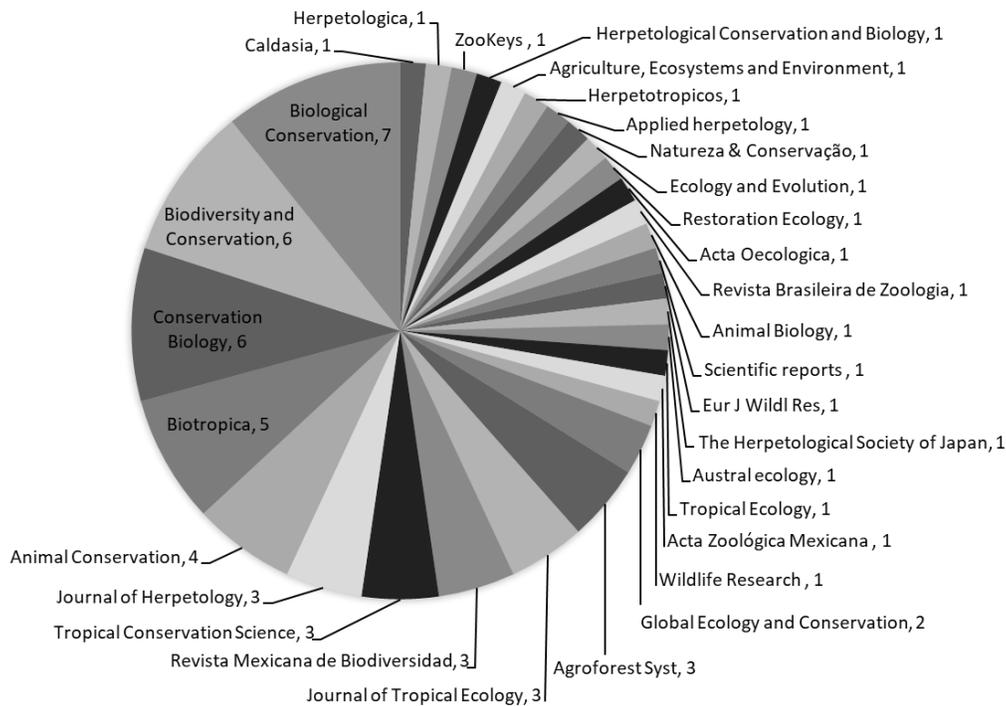


Figura 3. Número de publicaciones por revista.

Las redes semánticas de ideas nos permitieron visualizar la información cualitativa del contenido en los títulos y temas que se abordan en los artículos incluidos en esta revisión. Para el caso del gráfico por título se observó una afinidad por la siguiente relación: se estudiaron los efectos (*effects* o *margin*), la respuesta (*response*), los impactos (*impact*) o la influencia (*influence*) sobre la diversidad (*diversity*), riqueza (*richness*), composición (*composition*), estructura (*structure*), ensamblaje (*assemblages*) o diversidad funcional (*functional*) de las comunidades (*community*) de especies (*species*) de anfibios (*amphibians*), ranas (*frogs*), reptiles (*reptiles*), lagartijas (*lizards*) y herpetofauna (*herpetofaunal*), ante el cambio (*changes*) de uso de suelo (*landuse*), disturbio (*disturbance*), alteración (*alteration*) antropogénico (*anthropogenic*) o el efecto de borde (*edge*), derivado de plantaciones (*plantations*) de palma aceitera (*oilpalm*), fuego (*fire*) y tala selectiva (*logging*) en hábitats (*habitat*) modificados (*modified*) dentro de bosques (*forest*) tropicales (*tropical; rainforests*) en estadios de sucesión ecológica (*succession*), diferentes gradientes sucesionales

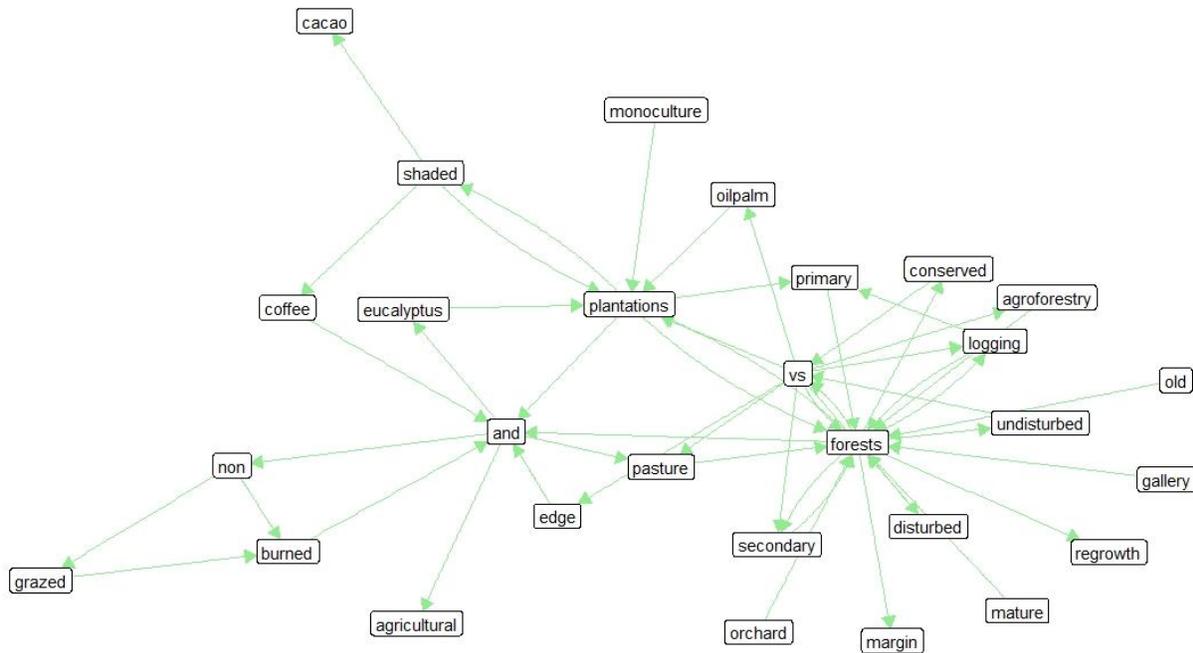


Figura 5. Red semántica de ideas del contenido por tema de los artículos incluidos en esta revisión.

Distribución de la información: Los artículos incluidos en esta revisión se encuentran distribuidos en 23 países, siendo México el que mayor número de publicaciones tiene con un total de 18 (únicamente tres estudios obtenidos a través de los repositorios mexicanos fueron incluidos), conteniendo el 27.27% de la información, seguido por Brasil con ocho publicaciones y en tercer lugar se encuentra Colombia con seis publicaciones. La región biogeográfica con más publicaciones es la Neotropical con 42, distribuidas en 10 países, la región Afrotropical es la segunda región con más publicaciones con un total de 13 e incluye a siete países. En tercer lugar, se ubica la región Indomalaya con siete publicaciones distribuida en cinco países y, finalmente la región Australasia cuenta con cuatro publicaciones, distribuidas en un único país (Fig. 6).



Figura 6. Se observa la distribución del número de publicaciones incluidas en esta revisión por país, así como la distribución por región biogeográfica, donde, NT = Neotropical, AT = Afrotropical, IM = Indomalaya y AA = Australasia.

El grupo taxonómico mejor representado fueron los anfibios con 31 publicaciones enfocadas únicamente al estudio de este grupo, 21 publicaciones estudiaron tanto a anfibios como reptiles y 14 publicaciones únicamente se enfocaron en estudiar a los reptiles. Las ranas fueron el grupo más representado en 52 publicaciones, seguidas por las lagartijas en 35, en tercer lugar, se ubican las serpientes en 20 publicaciones, seguidas por las salamandras 15 estudios, cecilias

y tortugas ocho estudios cada una y finalmente los cocodrilos tan solo con un estudio (Fig. 7).

Los bosques húmedos tropicales y subtropicales de hoja ancha o frondosa (*TSMBF-Tropical and Subtropical Moist Broadleaf Forests*) son los más estudiados con el 65% de las publicaciones incluidas, seguida por los pastizales, sabanas y matorrales tropicales y subtropicales (*TSGSS-Tropical and Subtropical Grassland, Savannas and Shrublands*) con 10 publicaciones y en tercer lugar se ubican los bosques secos tropicales y subtropicales de hoja ancha (*TSDBF-Tropical and Subtropical Dry Broadleaf Forests*) con siete publicaciones, siendo estas tres ecorregiones las que ocupan el 90% de la información incluida en esta revisión (Fig. 7).

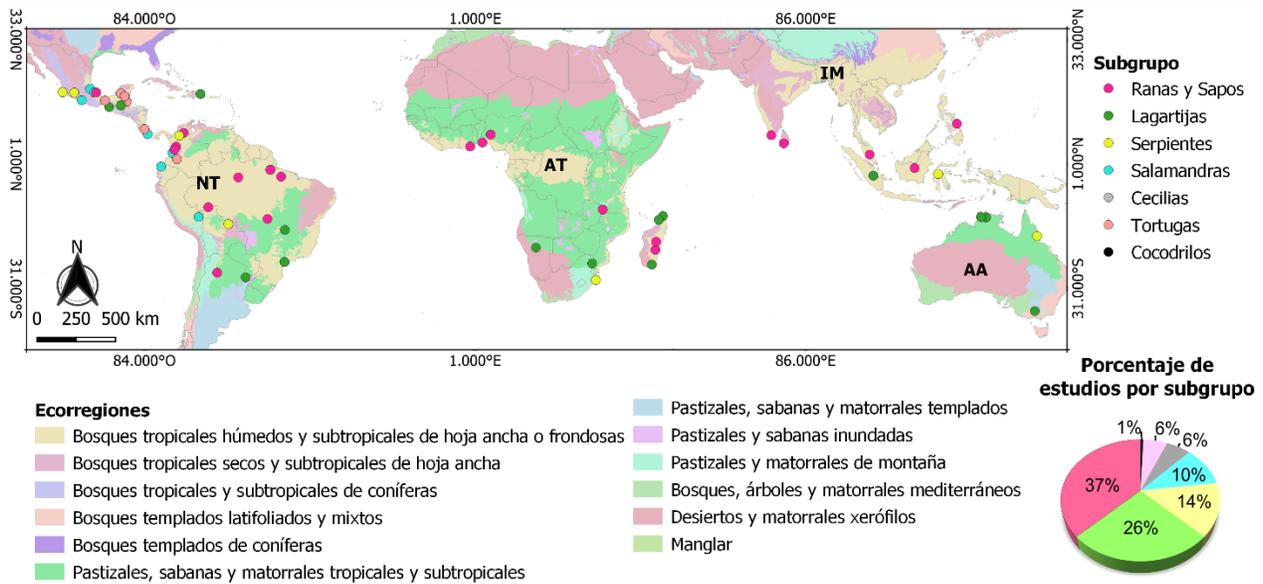


Figura 7. Distribución geográfica de publicaciones por subgrupo biológico. Las ecorregiones y regiones biogeográficas son los elaborados por Olson *et al.* (2001), donde, NT = Neotropical, AT = Afrotropical, IM-Indo = Malayo y AA = Australasia.

En cuanto a los métodos de muestreo se observó que las búsquedas directas (36 publicaciones), las líneas de desvío con trampas de caída (10 publicaciones) y las trampas de pegamento (una publicación), son tres técnicas que suelen emplearse solas para la búsqueda, captura y manejo de especies de anfibios y reptiles, siendo las búsquedas directas el método de muestreo más empelado a nivel mundial, observado en el 55% de las publicaciones incluidas en esta revisión, seguido por las líneas de desvío con trampas de caída con el 15% de las publicaciones (Anexo C).

La combinación de métodos de muestreo se observó en menor medida dentro de los artículos incluidos en esta revisión. En primer lugar, se observó la combinación de búsquedas directas y líneas de desvío con trampas de caída en 10 publicaciones, seguido por la combinación de búsquedas directas y cantos con siete publicaciones. El resto de las combinaciones de métodos de muestreo únicamente cuentan con una publicación cada una (Anexo C).

Las temporadas de muestreo, donde más se hicieron búsquedas fueron una combinación de lluvias y secas (65%); sin embargo, hay publicaciones que únicamente muestrearon en lluvias (23%), secas (5%), lluvias y periodos de transición (3%) o no cuentan con este dato (5%; Anexo C).

En cuanto a las características de los BOA, se observó que el tipo de BOA más estudiado son los bosques secundarios de origen antrópico (26 estudios), seguido de las plantaciones forestales (12 estudios), los

sistemas agroforestales (siete estudios) y la tala selectiva (ocho estudios). Además, se observaron estudios que se enfocaban en más de un tipo de BOA como la combinación de bosques secundarios con sistemas agroforestales (tres estudios); bosques secundarios con plantaciones forestales (ocho estudios) y bosques secundarios con sistemas agroforestales y plantaciones forestales (dos estudios; Anexo C).

El origen del bosque antrópico más común son los agropecuarios con 31 estudios (44%), seguida de las plantaciones de café, palma de aceite y eucaliptos con siete estudios respectivamente. Posteriormente se encuentran las plantaciones de cacao y la quema controlada con seis estudios respectivamente. A continuación, se ubican las plantaciones de aguacate, azúcar, pinos y el borde con dos estudios cada uno. Finalmente tenemos policultivo de árboles frutales, plantaciones de bambú, limón, palmito, y árbol de caucho con un estudio respectivamente (Fig. 8; Anexo C).

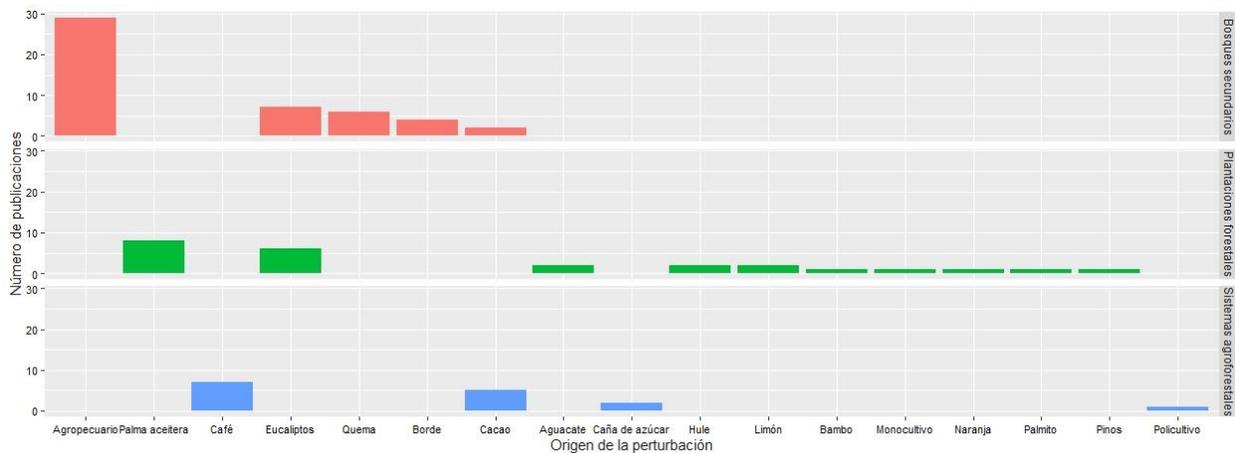


Figura 8. Número de publicaciones por cada origen de bosque antrópico dentro de cada tipo de BOA.

C. Metaanálisis en anfibios.

Para la riqueza de especies se tuvieron 74 estudios combinados y para el caso de su composición 48 estudios combinados. Esto debido a que en algunos casos el mismo autor tenía más de dos tipos de BOA y, por lo tanto, más de un tratamiento dentro de su publicación. Los resultados indicaron una estimación puntal significativa y positiva entre los bosques de origen antrópico y los bosques conservados (riqueza: $Hedges' d \pm se = 0.32 \pm 0.11$ IC 99% [0.092, 0.539]; $zval = 2.77$, $p = 0.006$ y composición: $estimate \pm se = 0.27 \pm 0.05$ IC 99% [0.175, 0.359]; $zval = 5.673$, $p < 0.0001$). Sin embargo, la heterogeneidad para la riqueza fue moderada, mientras que para la composición fue baja (riqueza: $T^2 \pm se = 0.551 \pm 0.155$; $Q(73) = 185.221$, $p < 0.0001$; $I^2 = 62.95\%$ y composición: $T^2 \pm se = 0.017 \pm 0.019$; $Q(47) = 65.446$, $p = 0.039$; $I^2 = 17.24\%$). Razón por la cual, es importante interpretar los resultados con precaución para el caso de la riqueza debido a la moderada variabilidad en el tamaño del efecto entre los estudios. A pesar de estas limitaciones, los

hallazgos sugieren que los BOA pueden presentar un ligero aumento en la riqueza de especies y pequeñas diferencias en la composición de las comunidades de anfibios sobre los bosques conservados.

D. Evaluación del sesgo de publicación (funnel plot) en anfibios

Con la finalidad de evitar malas interpretaciones, se proyectaron los estudios potenciales ausentes. No se encontraron estudios con un efecto menor (proyecciones de estudios a la izquierda) a nuestro efecto real estimado de nuestro metaanálisis (*Hedges' d* = 0.316; Fig. 9A). Mientras que, sí se proyectaron siete estudios hipotéticos (círculo en blanco) con efecto mayor (proyecciones de estudios a la derecha) a nuestro efecto real estimado de nuestro metaanálisis (*Hedges' d* = 0.316; Fig. 9B).

Es decir que, para que la distribución de estudios sea realmente simétrica y no existan sesgos de publicación hacia estudios con mayor o menor efecto sobre nuestras proyecciones reales globales y, por ende, generar malas interpretaciones hace falta incluir estudios con mayor efecto. Además, se observa que las estimaciones del efecto (*Hedges' d* = 0.454) y la heterogeneidad entre estudios ($I^2 = 67.50\%$) aumentan, por encima de lo que nos sugiere el análisis inicial (*Hedges' d* = 0.316, $I^2 = 62.95\%$) al proyectar los siete estudios hipotéticos faltantes. Por lo que, nuestros resultados pueden ser interpretados adecuadamente.

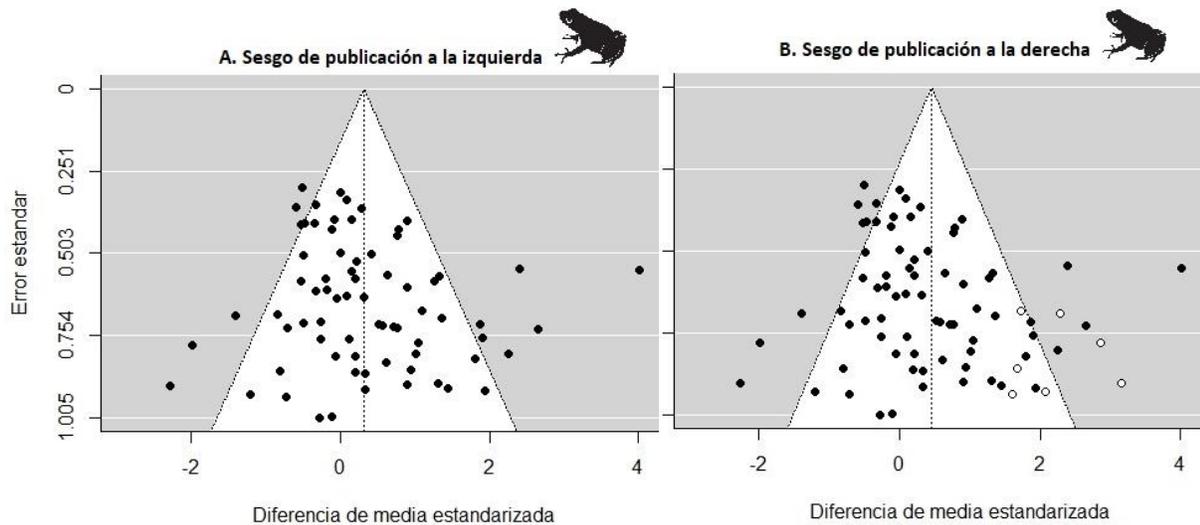
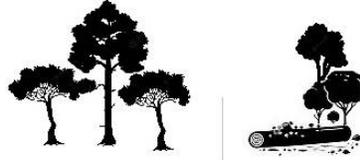


Figura 9. Funnel plot para anfibios. Los estudios se encuentran representados por puntos negros, el eje de las X presenta el tamaño de efecto del estudio (diferencia de medias estandarizadas) y la línea vertical punteada representa el valor puntual del estimador global. En el eje de las Y se presenta el error estándar de manera que los estudios con menor error estándar están en la parte superior del gráfico. A) Sesgo de publicación a la izquierda, no se observan proyecciones (sin puntos blancos). B) Sesgo de publicación a la derecha, se observan siete proyecciones (puntos blancos).

E. Resumen estadístico de los estudios (forest plot) en anfibios

Observamos que en cuanto a la riqueza de especies de anfibios se refiere, existen diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre los bosques conservados y los BOA, por lo que es probable que exista una diferencia real entre ambos bosques. El diamante en la parte inferior del gráfico *forest* (Fig. 10), nos muestra que el tamaño del efecto agrupado de los estudios favorece a los BOA (SMD = 0.32) con un intervalo de confianza al 95% del efecto agrupado de 0.09 a 0.54 (Fig. 10). Es decir, la riqueza de especies de anfibios es mayor en los BOA.



Autor(es) y año

Peso SMD [95% IC]

Sistemas agroforestales

Brüning et al. 2018.1	0.91%	-1.21 [-3.04, 0.62]
Brüning et al. 2018.2	0.90%	-0.72 [-2.57, 1.12]
Cruz-Elizalde et al. 2016	1.80%	-0.34 [-1.14, 0.47]
Evans 2019	1.00%	-0.80 [-2.50, 0.89]
Glor et al. 2001.3	1.35%	-0.05 [-1.30, 1.21]
Guerra & Aráoz 2015.1	0.84%	-0.11 [-2.07, 1.85]
Moreno-Arias & Quintero-Corzo. 2015. .1	1.73%	0.77 [-0.11, 1.65]
Murrieta-Galindo et al. 2013	0.99%	0.33 [-1.38, 2.03]
Pineda & Halffter 2004	1.13%	1.04 [-0.48, 2.56]
Pineda et al.2005	1.04%	0.62 [-1.02, 2.25]
Santos-Barrera & Urbina-Cardona 2011.1	1.14%	0.11 [-1.39, 1.61]
Trimble & Aarde 2014.1	1.42%	0.90 [-0.29, 2.09]
Wagner et al. 2010.1	1.48%	0.64 [-0.48, 1.76]
Wagner et al. 2010.3	1.47%	-0.20 [-1.33, 0.94]

Plantaciones forestales

Akani et al. 2004	1.21%	1.86 [0.45, 3.28]
Correa et al. 2015	1.45%	1.27 [0.12, 2.42]
Da Cunha et al. 2014 .1	1.83%	-0.08 [-0.86, 0.70]
D'Cruze & Kumar. 2011	1.07%	-0.06 [-1.66, 1.54]
Faruk et al. 2013	1.00%	0.20 [-1.50, 1.90]
Gallmetzer & Schulze. 2015.1	1.29%	1.10 [-0.23, 2.43]
Gardner et al. 2007.2	1.08%	2.25 [0.67, 3.84]
Glor et al. 2001.1	1.57%	0.22 [-0.82, 1.25]
Gray & Strine 2017.1	1.92%	-0.33 [-1.03, 0.37]
Guerra & Aráoz 2015.2	0.83%	-0.28 [-2.25, 1.69]
Konopik et al. 2015.1	1.19%	2.65 [1.22, 4.09]
Kurz et al. 2014	1.82%	0.89 [0.10, 1.68]
Malonza & Veith 2012	1.40%	-0.18 [-1.39, 1.02]
Marroquín-Páramo et al. 2017	1.22%	0.52 [-0.89, 1.93]
Paoletti et al. 2018.1	1.62%	0.00 [-0.98, 0.98]
Paoletti et al. 2018.2	1.62%	0.00 [-0.98, 0.98]
Ribeiro-Junior et al. 2008.2	1.25%	1.35 [-0.02, 2.73]
Trimble & Aarde 2014.2	1.47%	0.20 [-0.93, 1.34]
Vallan 2002.1	0.93%	1.93 [0.13, 3.74]
Vega-Agavo et al. 2021	1.40%	-0.32 [-1.53, 0.89]
von May et al. 2010.1	1.20%	0.76 [-0.67, 2.19]
von May et al. 2010.2	1.06%	1.80 [0.18, 3.41]

Tala selectiva

de Lima & Gascon 1999	1.20%	-0.71 [-2.14, 0.72]
Adum et al. 2013	1.27%	-0.84 [-2.19, 0.51]
Fredericksen & Fredericksen 2002	1.61%	-0.49 [-1.49, 0.50]
Konopik et al. 2015.2	1.48%	1.32 [0.20, 2.44]
Kudavidanage et al. 2011	1.11%	-1.99 [-3.53, -0.45]
Ofori-Boateng et al. 2013	1.45%	-0.52 [-1.67, 0.63]
Pacle et al. 2020.1	1.89%	0.29 [-0.43, 1.01]
Rodriguez 2023	1.20%	0.72 [-0.71, 2.14]
Seshadri 2014	1.06%	0.21 [-1.40, 1.81]

[El gráfico continua...]

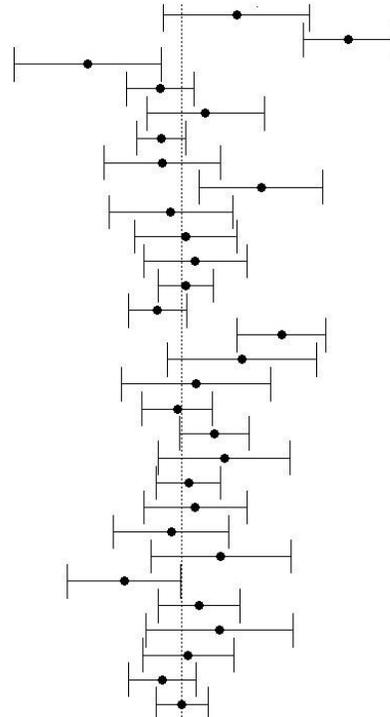
[Continuación de gráfico...]

Autor(es) y año

Peso SMD [95% IC]

Bosques secundarios

Allingham & Harvey 2013
 Basham et al. 2016
 Cano & Leynaud 2010
 Cervantes-López et al. 2022
 Cortés-Gómez et al. 2013
 Da Cunha et al. 2014 .2
 de Souza et al. 2008
 Faria et al. 2007
 Fraga-Ramírez et al. 2017
 Gallmetzer & Schulze. 2015.2
 Gardner et al. 2007.1
 Glor et al. 2001.2
 Gray & Strine 2017.2
 Hernández-Ordóñez et al. 2019
 Isaacs-Cubides & Urbina-Cardona (2011)
 Jongsma et al. 2014
 Luja 2004
 Moreno-Arias & Quintero-Corzo. 2015. .2
 Ndriantsoa et al. 2017
 Pacle et al. 2020.2
 Ribeiro-Junior et al. 2008.1
 Santos-Barrera & Urbina-Cardona 2011.2
 Suazo-Ortuño et al. 2008
 Suazo-Ortuño et al. 2015
 Trimble & Aarde 2014.3
 Vallan 2002.2
 Wagner et al. 2010.2
 Whitfield & Pierce 2005
 Woiranski et al. 2004



Autor(es) y año	Peso	SMD	[95% IC]
Allingham & Harvey 2013	0.95%	1.31	[-0.45, 3.08]
Basham et al. 2016	1.51%	4.01	[2.92, 5.10]
Cano & Leynaud 2010	0.95%	-2.28	[-4.05, -0.50]
Cervantes-López et al. 2022	1.80%	-0.52	[-1.34, 0.29]
Cortés-Gómez et al. 2013	1.21%	0.57	[-0.84, 1.98]
Da Cunha et al. 2014 .2	2.03%	-0.51	[-1.10, 0.08]
de Souza et al. 2008	1.22%	-0.49	[-1.89, 0.92]
Faria et al. 2007	1.15%	1.90	[0.41, 3.40]
Fraga-Ramírez et al. 2017	1.14%	-0.27	[-1.77, 1.23]
Gallmetzer & Schulze. 2015.2	1.37%	0.09	[-1.15, 1.33]
Gardner et al. 2007.1	1.36%	0.32	[-0.93, 1.57]
Glor et al. 2001.2	1.95%	0.08	[-0.58, 0.75]
Gray & Strine 2017.2	1.91%	-0.59	[-1.30, 0.11]
Hernández-Ordóñez et al. 2019	1.52%	2.39	[1.32, 3.47]
Isaacs-Cubides & Urbina-Cardona (2011)	0.93%	1.44	[-0.35, 3.24]
Jongsma et al. 2014	0.93%	0.33	[-1.47, 2.13]
Luja 2004	1.77%	-0.12	[-0.96, 0.72]
Moreno-Arias & Quintero-Corzo. 2015. .2	1.76%	0.78	[-0.07, 1.62]
Ndriantsoa et al. 2017	1.08%	1.02	[-0.57, 2.61]
Pacle et al. 2020.2	1.83%	0.16	[-0.62, 0.94]
Ribeiro-Junior et al. 2008.1	1.36%	0.32	[-0.93, 1.56]
Santos-Barrera & Urbina-Cardona 2011.2	1.23%	-0.27	[-1.66, 1.13]
Suazo-Ortuño et al. 2008	1.01%	0.94	[-0.75, 2.62]
Suazo-Ortuño et al. 2015	1.26%	-1.40	[-2.76, -0.04]
Trimble & Aarde 2014.3	1.61%	0.41	[-0.58, 1.40]
Vallan 2002.2	0.95%	0.90	[-0.87, 2.67]
Wagner et al. 2010.2	1.51%	0.15	[-0.95, 1.24]
Whitfield & Pierce 2005	1.80%	-0.47	[-1.28, 0.34]
Woiranski et al. 2004	2.00%	0.00	[-0.62, 0.62]

RE Model

100% 0.32 [0.09, 0.54]

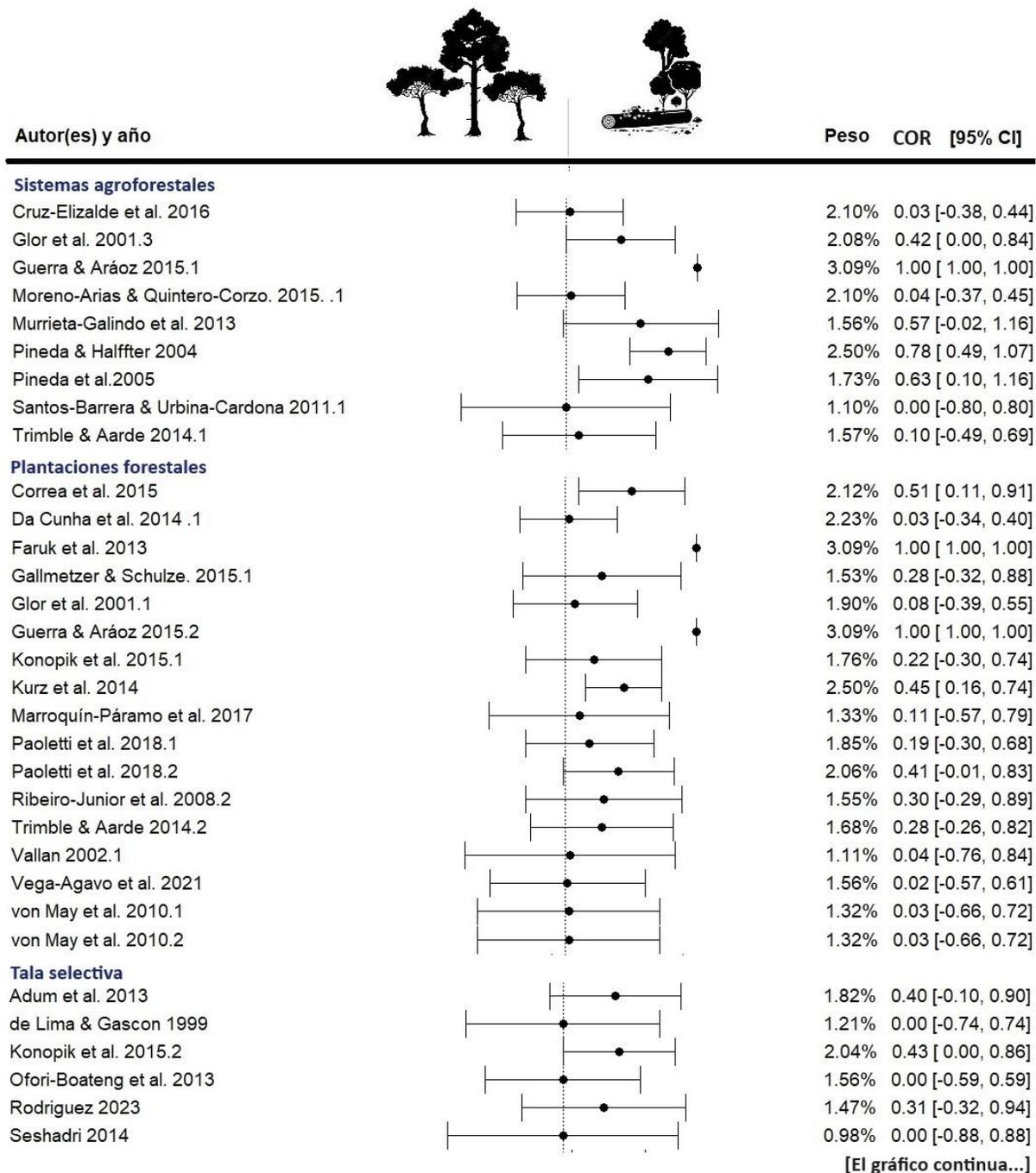
I² = 67.50%, p-val <0.001



Figura 10. Forest plot para la riqueza de especies de anfibios. Del lado izquierdo se observa el listado de los estudios incluidos en esta revisión. En el gráfico forest, la línea vertical central discontinua es la línea de “no efecto” del efecto promedio general, el estimador puntual está representado por un círculo cuyo tamaño es directamente proporcional al peso de cada estudio. Los IC de cada estudio son representados mediante líneas horizontales cuyos extremos representan el límite inferior y superior. El estimador global está representado por un rombo en la parte inferior del gráfico. Diferencias de medias estandarizadas (SMD) e intervalos de confianza al 95% (95%CI) de cada estudio.

Para la composición de las comunidades, observamos que si bien existen diferencias significativas entre los bosques conservados y los BOA (*estimate* = 0.40, *p* < 0.0001), estas diferencias a pesar de ser significativas no son tan grandes y por el contrario el diamante en la parte inferior del gráfico forest (el estimador global del metaanálisis; Fig. 11), que representa el R del ANOSIM del tamaño del efecto agrupado apenas se aleja del cero (0.40) y el IC 95% general va de 0.29 a 0.50. Por lo tanto, de acuerdo a la regla general del

estadístico resultante (R) del ANOSIM; un valor de 0.40 nos indica que las comunidades no son muy diferentes entre sí. Es decir, nuestros resultados globales para la composición de anfibios muestran que la composición de las comunidades de anfibios es apenas estadísticamente diferente entre ambos bosques (Fig. 11).



[El gráfico continua...]

[Continuación del gráfico...]

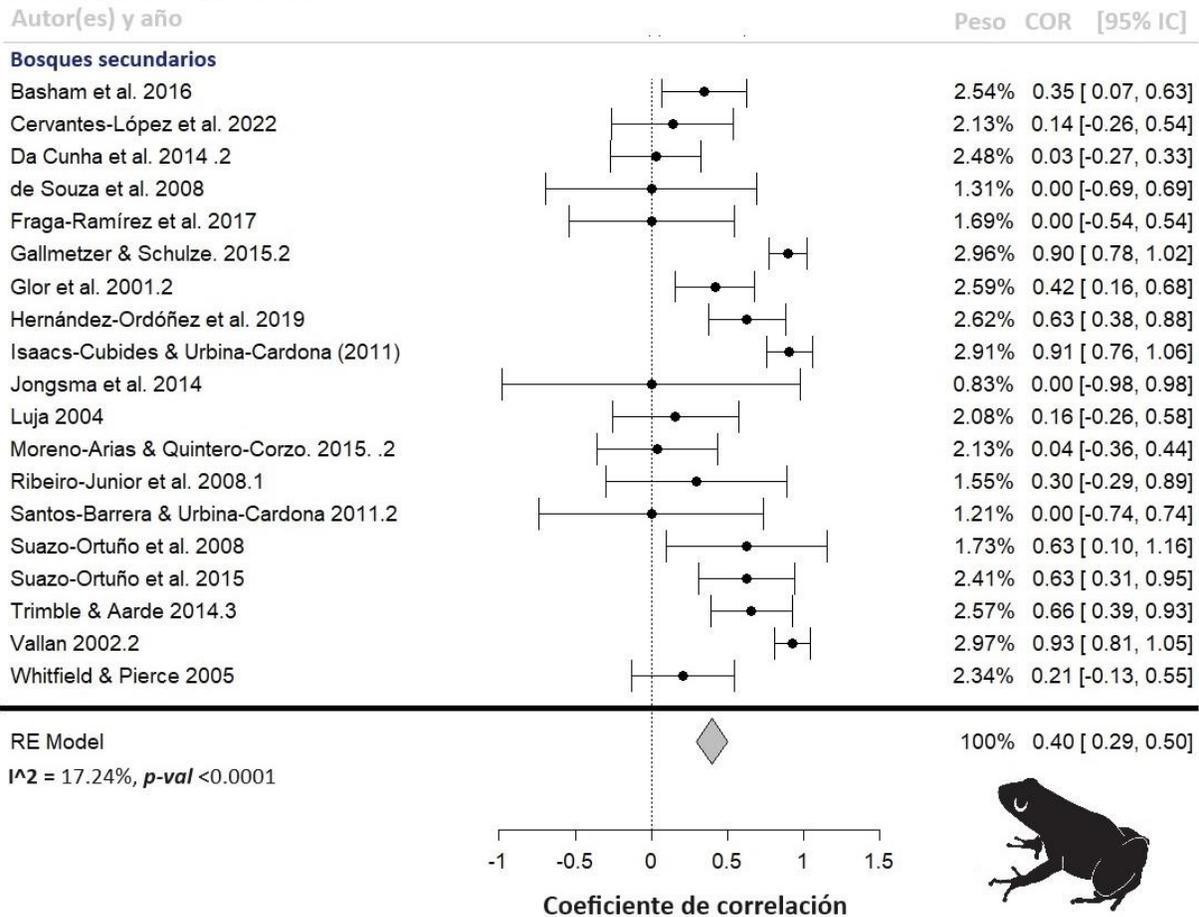


Figura 11. *Forest plot* para la composición de las comunidades de anfibios. Del lado izquierdo se observa el listado de los estudios incluidos en esta revisión. En el gráfico *forest*, la línea vertical central discontinua es la línea de “no efecto” del efecto promedio general, el estimador puntual está representado por un círculo cuyo tamaño es directamente proporcional al peso de cada estudio. Los IC de cada estudio son representados mediante líneas horizontales cuyos extremos representan el límite inferior y superior. El estimador global está representado por un rombo en la parte inferior del gráfico. Coeficiente de correlación directo (COR) e intervalos de confianza al 95% (95%CI) de cada estudio.

F. Correlación con moderadores (meta-regresión) en anfibios.

La heterogeneidad entre estudios para la riqueza de especies de anfibios únicamente detecto a la distancia promedio a cuerpos de agua como una variable que tiene un fuerte efecto sobre la estimación de la riqueza de especies en BOA (Tabla 2). Debido a que la heterogeneidad entre estudios se redujo enormemente, pasando de una moderada heterogeneidad (62.95%) del análisis global a una baja heterogeneidad (49.94%)

del análisis para el moderador distancia promedio a cuerpos de agua, lo que sugiere que la heterogeneidad original entre estudios se debe en gran parte a la distancia promedio a cuerpos de agua.

No obstante, el tipo de BOA, el origen del bosque antrópico y la precipitación, no influyen fuertemente en la heterogeneidad entre estudios, ya que la heterogeneidad siempre se mantuvo moderada. Sí son variables que influyen sobre la respuesta de anfibios en los BOA (Tabla 2).

En cuanto a la composición de las comunidades de anfibios, se observó que ninguna variable evaluada fue significativa, por lo que estas diferencias en la composición de las comunidades de anfibios no pueden ser explicadas a través del tipo de BOA, origen del bosque antrópico, origen de la plantación, tipo de bioma, método de muestreo, temperatura, precipitación, distancia promedio a cuerpos de agua y la distancia promedio entre bosques. (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de la heterogeneidad entre estudios al incluir todas las nueve variables como moderadoras y así, poder detectar cómo factores específicos pueden estar afectando los resultados en la riqueza de especies y la composición de las comunidades de anfibios. Para la riqueza se usaron los resultados del porcentaje de variabilidad en los tamaños de efecto que no es causada por un error de muestreo (I^2) y para la composición de la comunidad se usaron los resultados de la varianza de los parámetros del tamaño del efecto en la población de estudios (τ^2) y se realizó la conversión a porcentaje. p = valor de p

Variable	Riqueza de especies		Composición de la comunidad	
	I^2	p	τ^2	p
Efecto agrupado	62.95%	0.001	17.24%	0.0001
Tipo de BOA	62.59%	0.0001	9.24%	0.7088
Origen del bosque antrópico	61.76%	0.0001	7.22%	0.1578
Origen de la plantación	62.53%	0.2026	8.45%	0.1929
Tipo de bioma	64.05%	0.6772	8.92%	0.2258
Método de muestreo	62.17%	0.3232	7.83%	0.0872
Temperatura	63.17%	0.5832	9.17%	0.4595
Precipitación	61.32%	0.0001	9.36%	0.6168
Distancia promedio a cuerpos de agua	49.94%	0.0001	7.79%	0.7104
Distancia promedio entre bosques	68.37%	0.2284	9.51%	0.4259

Sin embargo, sí fue posible detectar efectos particulares sobre la riqueza de especies y composición de las comunidades de anfibios dentro de cada una de las variables evaluadas. Como se mencionó arriba el origen del bosque antrópico y la precipitación son variables que influye en la respuesta de la riqueza de especies de anfibios en los BOA. Particularmente se pudo observar que las plantaciones de eucalipto (*Hedges' d* = 1.15, *p* = 0.039) y de palma de aceite (*Hedges' d* = 1.12, *p* = 0.017) muestran una asociación significativa y positiva con respecto al mayor número de especies de anfibios presentes en los BOA (Tabla 3). Así mismo, respecto a la precipitación promedio anual que va de 63 a 6000 mm, se observó que entre más incrementen los milímetros de precipitación promedio anual, las especies de anfibios presentarán una correlación significativamente positiva en los BOA (*Hedges' d* = 0.0002, *p* = 0.043; Tabla 3).

Para explicar las diferencias en la composición de las comunidades de anfibios entre ambos bosques se logró identificar que las plantaciones de Eucalipto, limón, palma de aceite y caña de azúcar presentaron una asociación significativamente positiva. Además, en cuanto al método de muestreo las líneas de desvío con trampas de caída (LDTC) fueron las únicas que mostraron una asociación significativamente positiva con respecto a las diferencias observadas entre las comunidades de anfibios presentes entre en cada bosque (Tabla 3).

Tabla 3. Correlación de la riqueza y composición de las comunidades de anfibios. Donde, I^2 = heterogeneidad entre estudios, *Hedges' d* y *estimate* = estimador puntual de la correlación, *se* = error estándar del estimado de la asociación, *IC95%* = intervalo de confianza al 95%, *Z* = estadístico que comprueba la media de una distribución, *p* = valor p de la correlación metaanalizada y LDTC = líneas de desvío con trampas de caída.

	Riqueza de especies				Composición de la comunidad			
	<i>Hedges' d</i> ± <i>se</i>	<i>IC 95%</i>	<i>Z</i>	<i>p</i>	<i>estimate</i> ± <i>se</i>	<i>IC 95%</i>	<i>Z</i>	<i>p</i>
Origen del bosques antrópico								
Eucalipto	1.15 ± 0.56	0.06, 2.24	2.06	0.039	0.29 ± 0.18	-0.05, 0.64	1.68	0.093
Limón	-	-	-	-	0.81 ± 0.31	0.20, 1.41	2.62	0.009
Palma de aceite	1.12 ± 0.47	0.20, 2.044	2.39	0.017	-	-	-	-
Azúcar	-	-	-	-	0.53 ± 0.27	0.001, 1.06	1.96	0.049
Método de muestreo								
LDTC	-	-	-	-	0.59 ± 0.21	0.18, 0.99	2.79	0.005
Precipitación	0.0002 ± 0.0001	0.0000, 0.0003	2.02	0.043	-	-	-	-

G. Metaanálisis en reptiles

Para la riqueza de especies, se tuvieron 49 estudios combinados y para el caso de su composición 30 estudios combinados, debido a que en algunos casos el mismo autor tenía más de dos tipos de bosque antropizados y, por lo tanto, más de un tratamiento dentro de su publicación. Los resultados indicaron una estimación puntal no significativa para la riqueza, pero positiva entre los bosques de origen antrópico y los bosques conservados para el caso de la riqueza ($Hedges' d \pm se = 0.36 \pm 0.21$ IC 95% [-0.062, 0.776]; $Z = 1.67$, $p = 0.095$), mientras que para la composición fue significativa y positiva entre ambos bosques ($estimate \pm se = 0.21 \pm 0.06$ IC 95% [0.081, 0.333]; $Z = 3.214$, $p = 0.001$). La heterogeneidad para la riqueza fue alta, mientras que para la composición fue baja (riqueza: $T^2 \pm se = 1.802 \pm 0.451$; $Q(48) = 260.664$, $p < 0.0001$; $I^2 = 88.09\%$ y composición: $T^2 \pm se = 0.042 \pm 0.029$; $Q(29) = 47.116$, $p = 0.018$; $I^2 = 37.95\%$). Razón por la cual, para la riqueza se realizó un análisis de influencia para detectar los estudios que aumentan la heterogeneidad y para la composición de las comunidades de reptiles los hallazgos sugieren que los bosques de origen antrópico pueden tener un efecto significativamente positivo.

H. Análisis de influencia (GOSH plot analysis) en reptiles

El análisis de sensibilidad para la riqueza de especies de reptiles detectó nueve estudios que tienen un tamaño de efecto muy grande, que inflan la heterogeneidad en nuestro análisis llevándolo a una sobreestimación del efecto real (Tabla 4).

Tabla 4. Comparación de los resultados del análisis de influencia para la riqueza de reptiles. Donde, $T^2 \pm se$ = cantidad estimada de heterogeneidad total \pm error estándar; $Q(df)$ = Test de heterogeneidad (grados de libertad); p = valor de p e I^2 = Heterogeneidad entre estudios.

Análisis	$T^2 \pm se$	$Q(df)$	p	I^2
Análisis principal	1.802 ± 0.451	260.664 (48)	0.0001	88.09%
Análisis de influencia: casos removidos ¹	0.457 ± 0.174	105.755 (39)	0.0001	64.41%

¹ Removidos como valores atípicos: Scott *et al.* (2006), Gardner *et al.* (2007; plantaciones forestales), Macio-Ríos y Muñoz-Alonso (2008), Kanowski *et al.* (2006; plantación forestal), Gainsbury y Colli (2014), Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona (2015), Gallmetzer y Schulze (2015; plantaciones forestales), Gray y Strine (2017; bosques secundarios) y Romero (2021).

I. Evaluación del sesgo de publicación (funnel plot) en reptiles

Al igual que los anfibios, no se encontraron estudios con un efecto menor (proyecciones de estudios a la izquierda) a nuestro efecto real estimado de nuestro metaanálisis (*Hedges' d* = 0.079; Fig. 12A). Mientras que, sí se proyectaron siete estudios hipotéticos (círculo en blanco) con efecto mayor (proyecciones de estudios a la derecha) a nuestro efecto real estimado de nuestro metaanálisis (*Hedges' d* = 0.079; Fig. 12B).

Es decir que, para que la distribución de estudios sea realmente simétrica y no existan sesgos de publicación hacia estudios con mayor o menor efecto sobre nuestras proyecciones reales globales faltarían incluir estudios con mayor efecto. Sin embargo, se observa que las estimaciones del efecto (0.322) disminuyen y la heterogeneidad entre estudios (77.40%) aumenta con respecto a lo que nos sugiere el análisis inicial (*Hedges' d* = 0.079, $I^2=64.41\%$). Por esto, los resultados pueden ser interpretados adecuadamente.

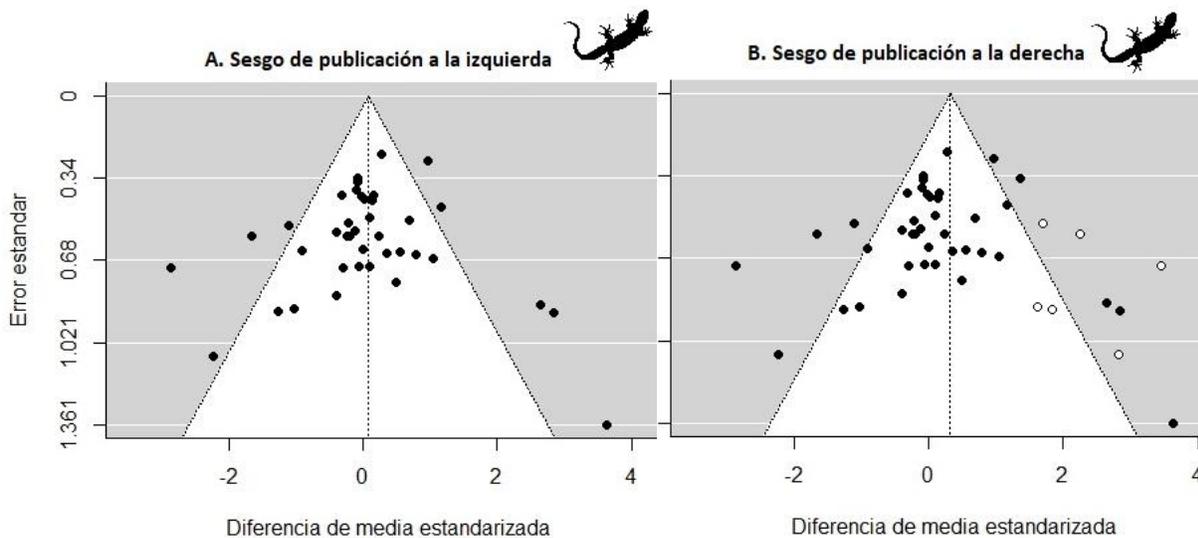
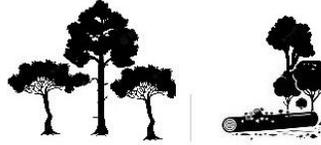


Figura 12. *Funnel plot* para reptiles. Los estudios se encuentran representados por puntos negros, el eje de las X presenta el tamaño de efecto del estudio (diferencia de medias estandarizadas) y la línea vertical punteada representa el valor puntual del estimador global. En el eje de las Y se presenta el error estándar de manera que los estudios con menor error estándar están en la parte superior del gráfico. A) Sesgo de publicación a la izquierda, no se observan proyecciones (sin puntos blancos). B) Sesgo de publicación a la derecha, se observan siete proyecciones (puntos blancos).

J. Resumen estadístico de los estudios (forest plot) en reptiles

Observamos que en cuanto a la riqueza de especies de reptiles se refiere, existen diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre los bosques conservados y los BOA, por lo que es probable que exista una diferencia real entre ambos bosques. El diamante en la parte inferior del gráfico *forest* (Fig. 13), nos muestra que el tamaño

del efecto agrupado de los estudios favorece a los BOA ($SMD = 0.08$) con un intervalo de confianza al 95% del efecto agrupado de -0.20 a 0.36 (Fig. 13). Es decir, la riqueza de especies de reptiles es mayor en los BOA, sin embargo, es importante señalar que esta diferencia es por muy poco, casi cero.



Autor(es) y año

Peso SMD [95% IC]

Sistemas agroforestales

Evans 2019	1.61%	-1.03 [-2.76, 0.69]
Glor et al. 2001.2	2.24%	0.78 [-0.50, 2.07]
Moreno-Arias & Quintero-Corzo. 2015. .2	3.08%	0.14 [-0.71, 0.99]
Trimble & Aarde 2014.2	2.51%	0.24 [-0.90, 1.37]
Wagner et al. 2010.1	2.51%	-0.23 [-1.36, 0.91]
Wagner et al. 2010.2	2.57%	-0.39 [-1.49, 0.71]

Plantaciones forestales

Glor et al. 2001.3	2.70%	-0.21 [-1.24, 0.82]
Gray & Strine 2017	3.41%	-0.08 [-0.77, 0.61]
Kurz et al. 2014	3.27%	-0.10 [-0.86, 0.66]
Marroquín-Páramo et al. 2017	2.08%	-0.07 [-1.46, 1.32]
Paoletti et al. 2018.1	2.81%	0.10 [-0.88, 1.09]
Paoletti et al. 2018.2	2.67%	-1.11 [-2.16, -0.05]
Ribeiro-Junior et al. 2008.1	2.28%	0.55 [-0.71, 1.81]
Trimble & Aarde 2014.3	2.51%	-0.19 [-1.33, 0.94]
Vega-Agavo et al. 2021	2.30%	-0.90 [-2.15, 0.35]

Tala selectiva

Fredericksen & Fredericksen 2002	2.06%	-2.86 [-4.26, -1.47]
Goldingay et al. 1996	2.51%	-1.65 [-2.79, -0.52]

Bosques secundarios

Brown 2001	2.97%	1.17 [0.27, 2.08]
Calderón-Mandujano et al. 2008	0.86%	3.64 [0.97, 6.30]
Cano & Leynaud 2010	2.07%	0.10 [-1.28, 1.49]
Cervantes-López et al. 2022	3.18%	-0.15 [-0.65, 0.95]
Faria et al. 2007	1.57%	2.85 [1.09, 4.60]
Fraga-Ramírez et al. 2017	1.89%	0.49 [-1.02, 2.00]
Gallmetzer & Schulze. 2015	2.32%	0.00 [-1.24, 1.24]
Gardner et al. 2007	1.65%	2.65 [0.95, 4.34]
Glor et al. 2001.1	3.47%	-0.09 [-0.75, 0.58]
Kanowski et al. (2006)	3.76%	0.96 [0.43, 1.48]
Luja 2004	3.10%	0.02 [-0.82, 0.86]
Luja et al. 2008	3.87%	0.28 [-0.19, 0.75]
Moreno-Arias & Quintero-Corzo. 2015. .1	3.15%	-0.02 [-0.84, 0.79]
Ribeiro-Junior et al. 2008.2	2.18%	1.04 [-0.28, 2.36]
Rodríguez 2023	2.07%	-0.30 [-1.69, 1.09]
Smart et al. 2005	1.58%	-1.26 [-3.01, 0.49]
Suazo-Ortuño et al. 2008	1.75%	-0.40 [-2.01, 1.22]
Suazo-Ortuño et al. 2015	2.26%	0.36 [-0.91, 1.63]
Trainor & Woinarski. 1994	1.23%	-2.23 [-4.34, -0.11]
Trimble & Aarde 2014.1	2.76%	0.68 [-0.32, 1.69]
Wagner et al. 2010.3	2.59%	-0.12 [-1.22, 0.97]
Whitfield & Pierce 2005	3.18%	-0.32 [-1.12, 0.49]
Woiranski et al. 2004	3.43%	1.35 [0.67, 2.04]

RE Model	100%	0.08 [-0.20, 0.36]
I ² = 64.41%, p-val < 0.0001		

Diferencia de medias estandarizadas



Figura 13. Forest plot para la riqueza de especies de reptiles. Del lado izquierdo se observa el listado de los estudios incluidos en esta revisión. En el gráfico forest, la línea vertical central discontinua es la línea

de “no efecto” del efecto promedio general, el estimador puntual está representado por un círculo cuyo tamaño es directamente proporcional al peso de cada estudio. Los IC de cada estudio son representados mediante líneas horizontales cuyos extremos representan el límite inferior y superior. El estimador global está representado por un rombo en la parte inferior del gráfico. Diferencias de medias estandarizadas (SMD) e intervalos de confianza al 95% (95%CI) de cada estudio.

Para la composición de las comunidades, observamos que si bien existen diferencias significativas entre los bosques conservados y los BOA ($estimate = 0.25$, $p < 0.0013$), estas diferencias a pesar de ser significativas no son tan grandes y por el contrario el diamante en la parte inferior del gráfico *forest* (el estimador global del metaanálisis; Fig. 14), que representa el R del ANOSIM del tamaño del efecto agrupado apenas se aleja del cero (0.25) y el IC 95% general va de 0.14 a 0.35. Por lo tanto, de acuerdo a la regla general del estadístico resultate (R) del ANOSIM; un valor de 0.25 nos indica que las comunidades no son muy diferentes entre sí. Es decir, nuestros resultados globales para la composición de las comunidades de reptiles muestran que la composición las comunidades de reptiles es apenas estadísticamente diferente entre ambos bosques (Fig. 14).

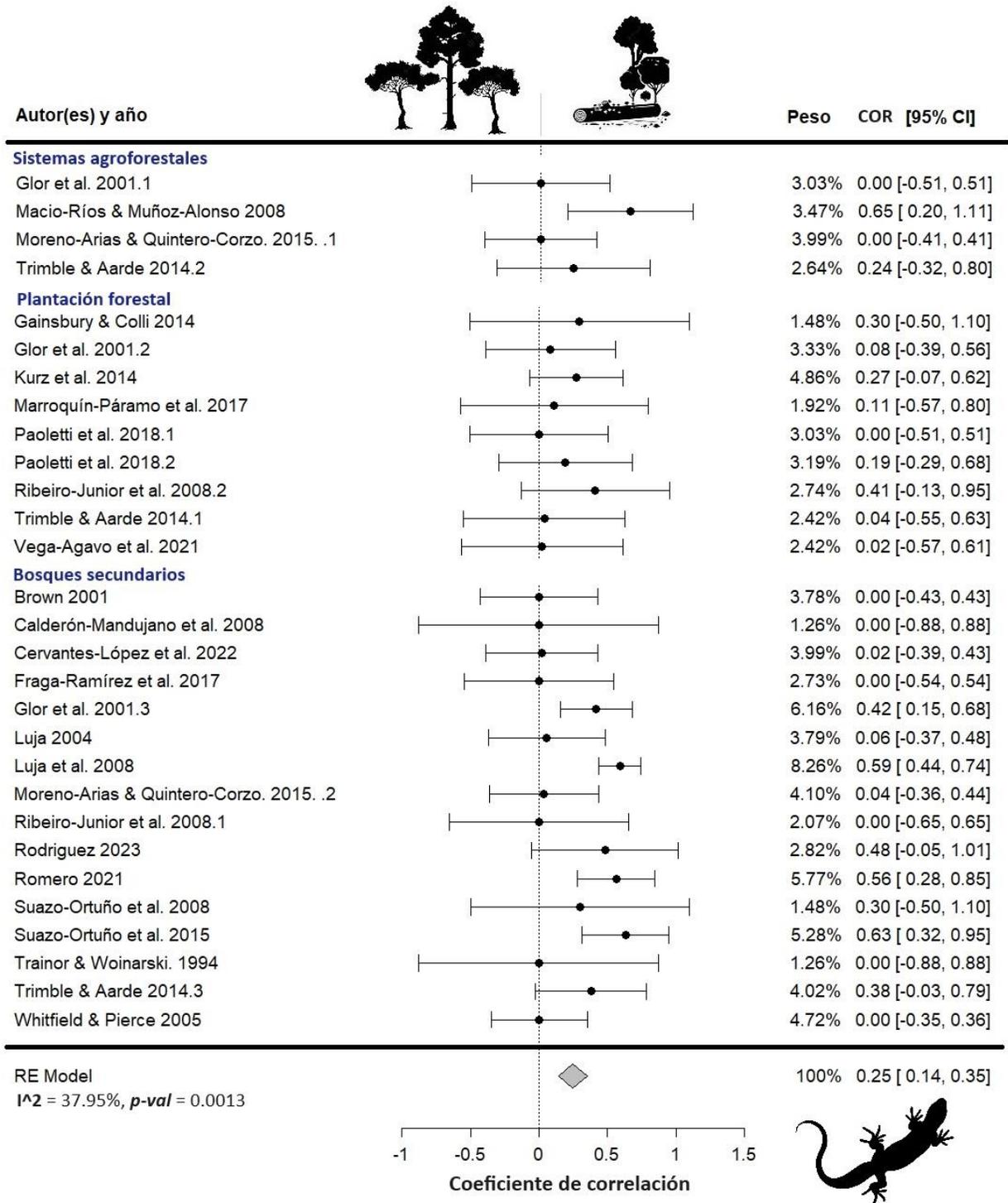


Figura 14. *Forest plot* para la composición de las comunidades de reptiles. Del lado izquierdo se observa el listado de los estudios incluidos en esta revisión. En el gráfico *forest*, la línea vertical central discontinua es la línea de “no efecto” del efecto promedio general, el estimador puntual está representado por un círculo cuyo tamaño es directamente proporcional al peso de cada estudio. Los IC de cada estudio son representados

mediante líneas horizontales cuyos extremos representan el límite inferior y superior. El estimador global está representado por un rombo en la parte inferior del gráfico. Coeficiente de correlación directo (COR) e intervalos de confianza al 95% (95% CI) de cada estudio.

K. Correlación con moderadores (meta-regresión) en reptiles

La heterogeneidad entre estudios para la riqueza de especies de reptiles detectó que todas las variables evaluadas tienen un efecto significativo sobre la estimación de la riqueza de especies en BOA (Tabla 5). Particularmente, el tipo de BOA y el origen del bosque antrópico disminuyen casi a la mitad su heterogeneidad pasando de una moderada heterogeneidad (64.41%) del análisis global a una baja heterogeneidad (36.75% y 46.21%, respectivamente; Tabla 5) del análisis para el tipo de BOA y el origen del bosque antrópico. Además, la distancia promedio entre bosques conservados y BOA aumenta la heterogeneidad, pasando de una moderada heterogeneidad (64.41%) del análisis global a una sustancial (alta) heterogeneidad (74.26%; Tabla 5) del análisis para la distancia promedio entre bosques conservados y BOA. El resto mantuvo la heterogeneidad entre estudios moderada (Tabla 5). Estos hallazgos sugieren que, si bien todas las variables influyen en la riqueza de especies de reptiles, ya que todas son significativas, la heterogeneidad original entre estudios se debe en gran parte a tres variables: los tipos de BOA, el origen del bosque antrópico y a la distancia promedio entre bosques.

En cuanto a la composición de las comunidades de reptiles, se observó que por el contrario el origen del bosque antrópico y el origen de la plantación no son significativas. El resto de las variables sí lo fueron y a pesar de que no influyan fuertemente en la heterogeneidad entre estudios, ya que la heterogeneidad siempre se mantuvo moderadamente baja (Tabla 5), son variables que influyen sobre la respuesta de reptiles en los BOA.

Tabla 5. Resultados de la heterogeneidad entre estudios al incluir todas las nueve variables como moderadoras y así, poder detectar cómo factores específicos pueden estar afectando los resultados en la riqueza de especies y la composición de las comunidades de anfibios. Donde, I^2 = resultados del porcentaje de variabilidad en los tamaños de efecto que no es causada por un error de muestreo y p = valor de p .

Variable	Riqueza de especies		Composición de la comunidad	
	I^2	p	I^2	p
Efecto agrupado	64.41%	0.0001	37.95%	0.0013
Tipo de BOA	36.75%	0.0012	38.80%	0.0447

Origen del bosque antrópico	46.21%	0.0012	29.17%	0.2346
Origen de la plantación	63.80%	0.0001	27.12%	0.2355
Tipo de bioma	66.12%	0.0001	40.56%	0.0156
Método de muestreo	61.54%	0.0001	44.47%	0.0092
Temperatura	64.95%	0.0001	36.11%	0.0711
Precipitación	64.87%	0.0001	41.17%	0.0184
Distancia promedio a cuerpos de agua	37.12%	0.0135	42.68%	0.0194
Distancia promedio entre bosques	74.26%	0.0001	39.47%	0.0712

Así mismo, se detectaron efectos particulares sobre la riqueza de especies y composición de las comunidades de reptiles dentro de cada una de las variables evaluadas. Dentro del tipo de BOA, la tala selectiva mostró una asociación negativa y significativa (*Hedges' d* = -2.15, *p* = 0.0003) hacia el incremento de las especies de reptiles en los BOA (Tabla 6).

Para el origen del bosque antrópico, se pudieron detectar 10 correlaciones positivas y significativas, respecto al incremento de las especies en los BOA. Siendo, los orígenes agropecuarios, la quema controlada, las plantaciones de aguacate, cacao, eucaliptos, limón, palma de aceite, azúcar, palmito y el borde, los orígenes que permiten el incremento de las especies de reptiles dentro de los BOA (Tabla 6). Así mismo, en cuanto al método de muestreo la combinación de líneas de desvío con trampas de caída (LDTC) y trampas de embudo (TE), mostraron una correlación positiva y significativa (*Hedges' d* = 2.89, *p* = 0.01) sobre la riqueza de especies en BOA (Tabla 6).

Para explicar las diferencias en la composición de las comunidades de anfibios entre ambos bosques únicamente se logró identificar que las plantaciones de origen nativo presentan una asociación significativamente negativa (*estimate* = -0.24, *p* = 0.03) con respecto a las diferencias observadas entre las comunidades de anfibios presentes en cada bosque (Tabla 6).

Tabla 6. Correlación de la riqueza y composición de las comunidades de reptiles. Donde, I^2 = heterogeneidad entre estudios, *Hedges' d* y *estimate* = estimado puntual de la correlación, *se* = error estándar del estimado de la asociación, *IC95%* = intervalo de confianza al 95%, *Z* = estadístico que comprueba la media de una distribución, *p* = valor p de la correlación metaanalizada, LDTC = líneas de desvío con trampas de caída y TE = trampas de embudo.

	Riqueza de especies				Composición de la comunidad			
	<i>Hedges' d</i> ± <i>se</i>	<i>IC</i> 95%	<i>Z</i>	<i>p</i>	<i>estimate</i> ± <i>se</i>	<i>IC</i> 95%	<i>Z</i>	<i>p</i>

Tipo de BOA

Tala selectiva	-2.15 ± 0.60	-3.33, -0.98	-3.59	0.0003	-	-	-	-
Origen del bosque antrópico								
Agropecuario	2.75 ± 0.59	1.59, 3.91	4.64	0.0001	-	-	-	-
Quema controlada	2.56 ± 0.72	1.16, 3.97	3.58	0.0003	-	-	-	-
Aguacate	1.67 ± 0.81	0.09, 3.24	2.07	0.04	-	-	-	-
Cacao	2.19 ± 0.63	0.97, 3.42	3.50	0.0005	-	-	-	-
Borde	2.18 ± 0.97	0.29, 4.07	-2.26	0.02	-	-	-	-
Eucalipto	2.76 ± 0.72	1.35, 4.18	3.84	0.0001	-	-	-	-
Limón	2.09 ± 0.81	0.51, 3.69	2.59	0.009	-	-	-	-
Palma de aceite	2.13 ± 0.75	0.67, 3.59	2.86	0.004	-	-	-	-
Palmito	2.08 ± 0.83	0.46, 3.70	2.52	0.01	-	-	-	-
Azúcar	1.98 ± 0.93	0.16, 3.81	2.13	0.03	-	-	-	-
Origen de la plantación								
Nativa	-	-	-	-	-0.24 ± 0.11	-0.46, -0.03	-2.19	0.03
Método de muestreo								
LDTCyTE	2.89 ± 1.118	0.65, 5.03	2.54	0.01	-	-	-	-

X. DISCUSIÓN

A. Estado de la información generada hasta la actualidad respecto al impacto que tienen los bosques tropicales de origen antrópico en las comunidades de anfibios y reptiles

El total de estudios incluidos en esta revisión fue de 66. Al iniciar esta investigación sólo se localizó un estudio (Hernández-Ordóñez, 2015), que incluyó 48 publicaciones, en busca de entender, la importancia de los bosques de origen antrópico para el mantenimiento de la riqueza herpetofaunística en regiones tropicales, 33 coinciden con este trabajo y 33 estudios no considerados en el estudio previo (Anexo B). Es decir, el 50% de los estudios incluidos en esta revisión no se habían usado previamente en alguna otra revisión, que trata de comprender la importancia de los bosques de origen antrópico para el mantenimiento de las comunidades de anfibios y reptiles en regiones tropicales.

El gráfico de la distribución cronológica de la información (Fig. 2), en general, nos muestra incrementos y descensos en cuanto al número de estudios incluidos para esta revisión. Esto no quiere decir, que la producción por año es menor, mayor o incluso que existan años en los que no se generaron estudios; lo que realmente se observa es que, de acuerdo a los criterios de inclusión, selección y eliminación de artículos establecidos para esta revisión la distribución de información por año se observa de esa manera.

No obstante, resulta relevante mencionar que, de manera paralela, han existido también serios retrocesos en las políticas de conservación e investigación frente al surgimiento de nuevas prioridades económicas para el desarrollo mundial, que limitan significativamente el desarrollo de investigación ante la conversión de tierras para la producción agropecuaria (Ceballos & Ortega-Baes, 2011; Valdez & Ortega-S., 2014) y, para lograr gestiones sostenibles ante la creciente demanda mundial de alimento, que se espera que para el 2050 incremente de un 40 a 70% en comparación con años anteriores (FAO & GTIS, 2015), es necesario generar información acerca de cómo las especies utilizan los espacios alterados por actividades humanas.

Sólo se incluyeron tres publicaciones pertenecientes a la literatura gris, es decir, tres tesis. No obstante, cabe señalar que esto es reflejo de los sitios web especializados que se usaron durante las búsquedas, que fueron sesgadas hacia universidades públicas mexicanas y no refleja realmente toda la literatura gris a nivel mundial que quizás cuente con la información necesaria respecto al tema de interés.

En cuanto a las redes semánticas de ideas por título y tema, se observa que una red complementa a la otra, debido a que no todas las palabras claves que aparecen en los títulos aparecen en las redes semánticas por tema. Así bien, se puede observar que en cuanto al título aparecen palabras referentes a los grupos biológicos (anfibios, ranas, reptiles, lagartijas o herpetofauna), al uso de suelo u origen del bosque antropizados (palma aceitera, fuego, tala selectiva, bosques secundarios, plantaciones), mientras que en la red semántica por tema se observan directamente los diferentes tipos de disturbio más comúnmente estudiados (tala selectiva,

agropecuario, aguacate, plantaciones, eucaliptos, cacao y café) y su contraparte conservada ya sea un bosque viejo, sin disturbio, maduro o sin tala, lo que refleja parte de la investigación que actualmente se está realizando a nivel global, para comprender la importancia de los bosques de origen antrópico para las comunidades de anfibios y reptiles.

De esta manera, se observa que la distribución de información a través de los países es principalmente en países ricos en diversidad de especies de anfibios y reptiles y con superficies forestales grandes de importancia comercial. En primer lugar, tenemos a México con el 27.27% de la información, ocupando el séptimo lugar a nivel mundial en cuanto a riqueza de especies de anfibios y el segundo en reptiles (CONABIO, 2023). Además, México cuenta con 138.7 millones de hectáreas forestales, de las cuales, cada año se pierden en promedio alrededor de 208 mil hectáreas. Entre 2001 y 2021 México tuvo una pérdida de vegetación de 4,385,850 hectáreas, y para 2022 se reporta una pérdida de 176 hectáreas de bosque natural, equivalente a 89.5 Mt de emisiones de CO₂, convirtiendo así a México en uno de los países de importancia en cuanto a la investigación de especies de anfibios y reptiles se refiere ante la pérdida y degradación del hábitat derivada de actividades humanas (Enciso, 2023; World Resources Institute, 2023).

Brasil, por su parte, cuenta con el 12.12% de los estudios, siendo el segundo lugar en cuanto a la riqueza de especies de anfibios y el quinto para los reptiles. Colombia cuenta con el 9% de los estudios, ocupando el primer lugar en la riqueza de especies de anfibios y el tercero para reptiles. Australia y Madagascar contienen el 7.57% de la información respectivamente, siendo Australia el primer país con mayor número de riqueza de especies de reptiles. Además, su importancia se extiende más allá de su riqueza herpetológica, al ser unas de las islas más grandes del mundo y albergar una alta diversidad de especies (CONABIO, 2020; Uetz et al., 2023).

Si nos alejamos en la escala geográfica, observamos que la región Neotropical es la que contiene el mayor número de estudios, albergando el 63.63% de la información, debido a que dentro de ésta se albergan países como México, Bolivia, Colombia, Costa Rica, Ecuador, Guatemala, Perú, y Brasil, los cuales se encuentran dentro de los 12 países con mayor diversidad a nivel mundial (CONABIO, 2023). Además, de acuerdo a evaluaciones de la FAO (2020), a nivel mundial el 93% de la superficie forestal en todo el mundo está compuesta por bosques regenerados naturalmente y tan solo el 7% es plantado, siendo América del Sur, la proporción más alta de plantación forestal.

La región Afrotropical alberga el 19.69% de los artículos, ya que dentro se encuentra Madagascar, el cual es reconocido como un país megadiverso y con un alto número de endemismos por sus características ecofisiográficas, y Sudáfrica, que contiene cerca del 6% de las especies de mamíferos y reptiles a nivel mundial. La región Indomalaya contribuye con el 10.60%, al contar con países como India, Filipinas,

Indonesia y Malasia que forman parte de los 17 países con mayor diversidad de especies. La región Australasia contribuye con el 6.06% de la información, siendo la región menos extensa de las cuatro evaluadas en esta investigación y, al igual que Madagascar posee un alto número de endemismos y por sus características ecofisiográficas, la convierten en una región importante a nivel mundial (Batlle, 2023; CONABIO, 2023).

Es importante señalar que esta distribución de estudios a través de los países y las regiones biogeográficas también, es reflejo del método sistemático que se usó, pues las búsquedas se hicieron en inglés, español y portugués y los sitios web especializados que se consultaron fueron sitios de universidades mexicanas. Esto no quiere decir, que exista un fuerte sesgo de información hacia México por utilizar sitios web mexicanos, ya que solo se recuperaron tres tesis (Anexo B: Lujá Molina, 2004; Romero García, 2021; Rodríguez Salazar, 2023), y, por su parte, durante las búsquedas en los motores de búsquedas únicamente se recuperó una publicación en portugués (Anexo B: de Souza et al., 2008), lo que realmente no estaría influyendo en generar un sesgo hacia México o hacia la región Neotropical. Esto es realmente el reflejo de la información que hasta el momento existe de acuerdo con los criterios de inclusión que fueron establecidos para este estudio.

El 62% de las publicaciones se enfocan en estudiar la respuesta de las comunidades en anfibios, mientras que el 38% se centró en estudiar la respuesta en reptiles, dentro de los cuales, las ranas y sapos (Anuros) son el subgrupo biológico más estudiado con un 78.78% de los estudios, siendo estos el orden más abundante y diversificado de los anfibios vivientes (Parra-Olea et al., 2014). Las lagartijas son el segundo subgrupo biológico más estudiado con un 54.54%, seguido por las serpientes que ocupan el tercer lugar con un 30% de los estudios incluidos en esta revisión, ambos pertenecientes al orden Squamata, el orden más diverso de los reptiles (Canseco-Márquez & Gutiérrez-Mayén, 2010). Posteriormente, se encuentran las salamandras con un 22.72%, las cecilias y tortugas con un 12.12% respectivamente y los cocodrilos con un 1.51% de los estudios incluidos.

Realizar las búsquedas tanto en temporadas de secas como en lluvias permitió muestrear diferentes especies, ya que se ha observado que diferentes variables como pueden ser las estaciones del año, influyen en la afinidad de las especies por sus hábitats. En este sentido, los diferentes hábitats cambian o se modifican a través del tiempo alterando la disponibilidad de sus recursos y, por ende, la presencia o ausencia de especies, así como sus abundancias poblacionales (Urbina-Cardona et al., 2006). En esta revisión se puede observar que el 65% de los estudios abarcan ambas temporadas y, el hecho de que más del 60% de los estudios abarquen dichas temporadas tiene que ver con el número de estudios que incluyeron, donde, los anfibios fueron el grupo biológica con mayor porcentaje de estudios, siendo éstos, en algunos artículos, el único

grupo de interés y en otros una combinación con reptiles, los cuales suelen ser más abundantes y visibles en épocas de lluvias (Urbina-Cardona et al., 2006).

B. Importancia de los bosques de origen antrópico para el mantenimiento de la diversidad herpetofaunística en regiones tropicales

Contrario a lo esperado, nuestro metaanálisis pudo detectar que la riqueza de especies, tanto de anfibios como reptiles se incrementan significativamente hacia los BOA, mientras que la composición de las comunidades es apenas diferente entre los bosques conservados y los BOA. Esto debido a que los BOA proveen ecosistemas con especies de rápido crecimiento y una tasa de productividad primaria neta alta (Brown & Lugo, 1990), muchas especies de anfibios y reptiles a nivel mundial encuentran en los BOA un hábitat adecuado para su desarrollo.

Contrario a lo reportado por Thompson y Donnelly (2018), nuestro trabajo pudo determinar que los BOA sí son espacios aprovechados por las comunidades de anfibios y reptiles. Sin embargo, no se descarta la posibilidad de que al incrementar el tamaño de muestra (con los estudios proyectados con efectos de mayor peso) se obtenga la misma tendencia observada por dichos autores. Esta posibilidad, se deriva del hecho de que nuestros resultados muestran que la riqueza de especies tanto de anfibios como de reptiles, apenas se aleja del cero (bosques conservados; anfibios: 0.32 y reptiles: 0.08) y no cuenta con intervalos de confianza tan amplios (anfibios: 0.09 a 0.54), incluso negativos en el caso de reptiles (mayor riqueza en bosques conservados; reptiles: -0.20 a 0.36), indicando que para futuras proyecciones cabría la posibilidad de que la riqueza de especies se vea favorecida hacia los bosques conservados, corroborando lo obtenido por Thompson y Donnelly (2018). Demostrando que sí bien, los BOA tienen un alto valor para la conservación de anfibios y reptiles, no tiene necesariamente el mismo valor para la conservación que los bosques conservados (Thompson & Donnelly, 2018) pues a pesar de los resultados obtenidos, es importante señalar que el valor de las áreas conservadas es irremplazable.

Así mismo, con este trabajo se pudo observar que, a pesar de que los anfibios y reptiles son grupos biológicos que suelen estudiarse juntos, no responden de la misma manera ante los diferentes factores ambientales evaluados. En este sentido, se observó que los anfibios son sensibles al tipo de BOA, el origen del bosque antrópico, la precipitación y particularmente a la distancia promedio a cuerpos de agua. Mientras que los reptiles son sensibles a todas las variables evaluadas, pero particularmente lo son al tipo de BOA, la distancia promedio a cuerpos de agua y la distancia promedio entre bosques.

En relación a lo anterior, se ha visto que ciertas especies de anfibios se benefician con la creación de nuevos cuerpos de agua en ambientes perturbados (estanques para ganado), mientras que otras, a menudo las que tienen desarrollo terrestre, pueden verse restringidas y vulnerables ante la conversión del ambiente, debido

a que la humedad es menor (Nowakowski, et al., 2018a). Además, a pesar de que los reptiles no dependen del agua tanto como los anfibios, son un grupo asociado a ambientes con presencia de cuerpos de agua dulce, pues, a pesar de sus adaptaciones morfológicas y fisiológicas, podemos encontrar una diversidad de especies a nivel global que son dependientes del agua, acuáticos y semiacuáticos (Gibbons & Luhring, 2009).

Además, pesar de que la mayoría de los reptiles no pasa la mayor cantidad de tiempo en el agua, sí utilizan los cuerpos de agua como áreas de alimento y para escapar de depredadores (Gibbons & Luhring, 2009). Con este trabajo se pudo determinar que a menor distancia a cuerpos de agua se encuentre un BOA, el impacto antrópico sobre las comunidades herpetológicas disminuye y favorece la presencia de ciertas especies de anfibios y reptiles en los BOA.

En esta misma línea, el tipo de BOA es una variable que influye en la respuesta de las comunidades herpetológicas ante la conversión del hábitat, siendo la tala selectiva particularmente negativa para los reptiles, apoyando los resultados obtenidos por otros autores (Verschuyl et al., 2011; Thompson, et al., 2016; Cordier et al., 2021; López-Bedoya et al., 2022). Debido a que la tala selectiva es una actividad que por lo general retira pocos árboles por hectárea, y los árboles que están por debajo de las copas altas se dejan crecer para llenar el hueco que quedó (FAO, 2009), para las comunidades herpetológicas representa una actividad de alto impacto.

Al retirar estructura arbórea, durante la tala de árboles muchas especies de anfibios y reptiles que presentan comportamientos arborícolas tienen menor probabilidad de mantener sus abundancias poblacionales a escalas locales (Aldape-López & Santos-Moreno, 2016; Nowakowski et al., 2018a) y, considerando que esta actividad por lo general se realiza en ambientes conservados, la modificación de la cobertura vegetal, así como otros factores que modifican la calidad de hábitat para los organismos, afectan la presencia de ciertas especies con baja tolerancia a cambios ambientales y, por ende, afecta la forma en que muchas especies pueden llegar a utilizar estos ambientes cuando se realiza esta actividad (Urbina-Cardona et al., 2006).

Además, se pudo detectar que las plantaciones de palma de aceite y eucaliptos son significativas y positivas para ambos grupos biológicos. Contrario a lo esperado, se observó que debido a que las plantaciones forestales tienen un manejo intensivo y están compuestas por una o dos especies de edad uniforme, plantadas con un espaciamiento regular y establecidas principalmente para fines productivos y/o comerciales (FAO, 2020), donde, la intervención antrópica es menor, y al ser principalmente para fines productivos y/o comerciales, donde, los tamaños requeridos para la venta son grandes o requieren de la maduración de

frutos, la estructura arbórea de deja crecer (FAO & PNUMA, 2020) y, las comunidades herpetológicas se ven favorecidas.

Particularmente, el manejo de las plantaciones de palma aceitera implica que la palma se deje crecer tres años y después de este tiempo de crecimiento vegetativo se comienzan a recolectar y esta recolección no es mecanizada; por el contrario, los recolectores observan cada palma para detectar racimos maduros, cortarlos y retirarlos de la parcela (CIRAD, 2023). Así mismo, las plantaciones de eucalipto, al ser sobre todo para producción industrial o para uso doméstico como postes de construcción, leña y forraje, se dejan crecer hasta alcanzar las alturas requeridas por la industria (Martínez-Ruiz et al., 2006), permitiendo que las especies de anfibios y reptiles puedan estar presentes en estos sitios.

Lo que previamente se discute, se relaciona con la respuesta en las comunidades de reptiles. Donde resultó que las plantaciones nativas contribuyen negativamente en la diferenciación de la composición de las comunidades de reptiles. Es decir, que los orígenes de plantaciones exóticas como lo son las plantaciones de eucalipto y palma de aceite, no sólo favorecen a las comunidades herpetológicas dentro de los BOA, sino también favorecen esta diferenciación entre la composición de las comunidades de reptiles presentes en ambos bosques. Además, observamos una variedad de respuestas significativas de la riqueza de especies de reptiles en cuanto a los orígenes de los bosques antrópicos, donde, los orígenes agropecuarios (agricultura y ganadería), la quema controlada, el efecto de borde, las plantaciones de aguacate, de cacao, de limón, palmito y caña de azúcar son significativas y positivas para la riqueza de especies de reptiles con respecto a su incremento hacia los BOA.

Al evaluarse la precipitación en las comunidades de anfibios, se observó que, al incrementarse los milímetros de precipitación promedio anual, la riqueza de anfibios se incrementa significativamente en los BOA. Esto, debido a que durante la temporada de lluvias la cobertura del dosel aumenta, proporcionado refugio a muchas especies terrestres, además de ser su temporada de reproducción y es más probable detectar mayor cantidad de especies en ambos ambientes (Urbina-Cardona et al., 2006), pero no necesariamente mayores abundancia, de ahí que para la composición esta variable no fue significativa.

Por su parte, como se discute arriba, el valor de los bosques conservados es irremplazable para las comunidades de reptiles, pues con nuestros resultados se pudo detectar que a menor distancia (promedio de 8.45 km) se encuentre un BOA de un bosque conservado, los bosques conservados funcionarán como fuente y zonas de amortiguamiento ante la transformación del ambiente (Thompson et al., 2022), de ahí que esta variable para las comunidades de reptiles sea una variable que aumente la heterogeneidad entre estudios e influya en los resultados de nuestro metaanálisis para los reptiles.

Finalmente, es importante no dejar de lado los sesgos de información que como investigadores podemos generar al momento de diseñar los métodos de muestreo, ya que, si bien podemos observar estas respuestas de las especies ante las constantes transformaciones de su ambiente, el factor humano siempre es una variable que no hay que dejar de lado. En este sentido, un buen diseño de muestreo nos va a permitir seleccionar, contar, medir, captura, marcar y observar individuos muestreados de nuestra población de estudio para generar estudios con mayor peso y solidez (McComb et al., 2024). Con este trabajo se pudo observar que las búsquedas directas son el método de muestreo más empleado a nivel mundial para la búsqueda de anfibios y reptiles y si bien, es un método económico y que nos permite realizar censos o conteos del total de especies e individuos que se encuentran en un área muestreada, es probable que muchas especies no sean registradas a través de este único método (Corn & Bury, 1990; Ribeiro-Júnior et al., 2008).

En este sentido, las LDTC resultaron particularmente importantes para la detección y distinción de las comunidades de anfibios y reptiles en los BOA. Debido a que las LDTC registran especies que no pueden ser capturadas por otros métodos (como son las especies fosoriales o semifosoriales), son consideradas por muchos como la técnica de muestreo más efectiva para pequeños reptiles y anfibios (Ribeiro-Júnior et al., 2008), permitiendo que esta técnica favorezca la probabilidad de mayor detección de reptiles en los BOA y que la detección de anfibios sea diferente entre las comunidades de ambos bosques.

XI. CONCLUSIONES

Con este trabajo determinamos que los BOA son áreas importantes para el mantenimiento y conservación de las comunidades de anfibios y reptiles en regiones tropicales.

Detectamos sesgos de información importantes hacia la región biogeográfica Neotropical, particularmente para México. El grupo biológico que más se ha estudiado a nivel mundial son los anfibios, particularmente el orden Anura. Los bosques secundarios de origen antrópico son el disturbio más estudiado a nivel global para entender la importancia de los BOA para las comunidades herpetológicas.

Una de las principales conclusiones que se pudo obtener con este trabajo es que la riqueza de especies tanto de anfibios como reptiles, es ligeramente mayor en los BOA y la composición de sus comunidades es ligeramente diferente entre ambos bosques.

A pesar de que los anfibios y reptiles suelen estudiarse juntos, no responde de la misma forma a los mismos factores ambientales, por lo que con este trabajo se pudo observar que los anfibios son sensibles al tipo de BOA, el origen del bosque antrópico, la precipitación y particularmente a la distancia promedio a cuerpos de agua.

Mientras que los reptiles son sensibles a todas las variables evaluadas, pero particularmente lo son al tipo de BOA, la distancia promedio a cuerpos de agua y la distancia promedio entre bosques. Siendo la tala selectiva el disturbio que pudo correlacionarse con la pérdida de especies de reptiles en los BOA.

Los orígenes de plantaciones exóticas como las plantaciones de eucalipto y palma de aceite pudieron correlacionarse con la ganancia de especies en los BOA.

Las plantaciones nativas se correlacionan negativamente con la diferenciación entre la composición de las comunidades de reptiles presentes en ambos bosques. Es decir que las plantaciones nativas en lugar de contribuir a que las comunidades sea diferentes, disminuyen esta diferenciación en la composición de las comunidades de reptiles.

El único método de muestreo que fue significativamente positivo para detectar especies dentro de los BOA tanto para anfibios como reptiles fueron las líneas de desvío con trampas de caída, ya que nos permite registrar especies que son difíciles de detectar con otros métodos, favoreciendo una mayor captura de especies en BOA y a la diferenciación de las comunidades de reptiles entre ambos bosques.

Es necesario que se siga generando información a nivel mundial para otras regiones biogeográficas, otros tipos de perturbación antrópica y más grupos herpetológicos, para realmente generar proyecciones globales.

Se recomienda que, estudios futuros que evalúen la respuesta de las comunidades herpetológicas ante la transformación del hábitat derivada de actividades humanas a escala local. Elaboren un diseño experimental bien construido , donde existan tanto controles como tratamientos, así como en la medida de lo posible medir las variables ambientales en cada cuadrante o área muestreada para tener datos más precisos y robustos sobre la respuesta de las especies a los factores ambientales que las rodean y ver más certeramente una tendencia global, ya que el éxito en la planificación de estrategias conservación no sólo depende de la respuesta de las especies, si no de los mecanismos que los impulsan.

XII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo-Charry, O., & Mitchell Aide, T. (2019). Recovery of amphibian, reptile, bird and mammal diversity during secondary forest succession in the tropics. *Oikos*, 128: 1065–1078. <https://doi.org/10.1111/oik.06252>
- Aldape-López, C. T., & Santos-Moreno, A. (2016). Efecto del manejo forestal en la herpetofauna de un bosque templado del occidente de Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(3), 931–943. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i3.21525>.
- Alonso, A. (2022) Análisis de comunidades: ANOSIM y NMDS. Rpubs, accessed FECHA, <https://rpubs.com/aafernandez1976/ANOSIMyNMDS>.
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., Norden, N., Santos, B. A., Leal, I. R. & Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92, 326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>.
- Balduzzi, S., Rücker, G., & Schwarzer, G. (2019). How to perform a meta-analysis with {R}: a practical tutorial. *Evidence-Based Mental Health*, 22, 153–160. <https://doi.org/10.1136/ebmental-2019-300117>.
- Basham, E. W., González del Pliego, P., Acosta-Galvis, A. R., Woodcock, P., Medina Uribe, C. A., Haugeaasen, T., Gilroy, J. J., & Edwards, D. P. (2016). Quantifying carbon and amphibian co-benefits from secondary forest regeneration in the Tropical Andes. *Animal Conservation*, 19(6), 548–560. <https://doi.org/10.1111/acv.12276>.
- Battle, M. (2023). Pura naturaleza: Estos son los países con mayor biodiversidad del mundo. *National Geographic*. https://viajes.nationalgeographic.com/es/a/pura-naturaleza-los-paises-mas-biodiversos-del-mundo_15317.
- Bear, R., & Rintoul, D. (2023). Community structure. Khan Academy. <https://www.khanacademy.org/science/ap-biology/ecology-ap/biodiversity/a/community-structure>.
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology (From Individuals to Ecosystems)* (4th ed.). Blackwell Publishing Ltd.
- Behm, J.E., Yang, X. & Chen, J. (2013). Slipping through the Cracks: Rubber Plantation Is Unsuitable Breeding Habitat for Frogs in Xishuangbanna, China. *PLOS ONE* 8(9): e73688. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073688>.

- Belamendia, G. (2010). Estudio de la Comunidad de Anfibios y Reptiles en la Cuenca de Bolintxu: Propuesta para el conocimiento de la Diversidad de Herpetofauna, Detección de especies de interés y propuestas de Gestión. https://www.bilbao.eus/Agenda21/documentos/estudio_comunidad_anfibios_reptiles.pdf.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J.E., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N. & Mateo, J.A. (2013). The conservation status of the world's reptiles. *Biological conservation*, 157, 372-385. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.015>
- Borenstein, M., Hedges, L. V, Higgins, J. P. T., & Rothstein, H. R. (2009). *Introduction to Meta-Analysis* (1st ed.). Wiley.
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1990). Tropical Secondary Forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 1–32.
- Burivalova, Z., Şekercioğlu, Ç. H., & Koh, L. P. (2014). Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current Biology*, 24(16), 1893–1898. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065>.
- Cáceres-Andrade, S. P., & Urbina-Cardona, J. N. (2009). Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, departamento del meta, Colombia. *Caldasia*, 31(1), 175–194.
- Canseco-Márquez, L., & Gutiérrez-Mayén, M. G. (2010). *Anfibios y Reptiles del Valle de Tehuacán-Cuicatlán* (1a ed). México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/pdf/libros/AvtparteA.pdf>.
- Ceballos, G., & Ortega-Baes, P. (2011). La sexta extinción: la pérdida de especies y poblaciones en el Neotrópico. In *Conservación Biológica: Perspectivas de Latinoamérica* (Issue January, pp. 95–108). Editorial Universitaria.
- Chang, W. (2023). *extrafont: Tools to using fonts* (0.19). <https://github.com/wch/extrafont>.
- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., Stork, N. E., & Miller, S. E. (2009). The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1406–1417. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x>
- Chazdon, R.I., Brancalion, P.H.S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Guimaraes Vieira, I.C. & Wilson S.J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45:538–550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>.
- CIRAD. (2023). Oil palm. République Française. <https://www.cirad.fr/en/our-activities-our-impact/tropical-value-chains/oil-palm/plant-and-uses#:~:text=Oil%20palm%20plantations,more%20than%2060%25%20relative%20humidity>.

- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.
- CONABIO (2020). Islas. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/islas>.
- CONABIO (2023). México megadiverso. <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/quees>.
- Cordier, J. M., Aguilar, R., Lescano, J. N., Leynaud, G. C., Bonino, A., Miloch, D., Loyola, R., & Nori, J. (2021). A global assessment of amphibian and reptile responses to land-use changes. *Biological Conservation*, 253, 108863. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108863>
- Corn, P.S. & Bury, B.R. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-256. Portland, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Csárdi, G., Nepusz, T., Traag, V., Horvát, S., Zanini, F., Noom, D., Müller, K. (2024). igraph: Network Analysis and Visualization in R. doi:10.5281/zenodo.7682609, R package version 2.0.2, <https://CRAN.R-project.org/package=igraph>.
- Dent, D. H., & Wright, S. J. (2009). The future of tropical species in secondary forests: A quantitative review. *Biological Conservation*, 142(12), 2833–2843. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.035>.
- Dunn, R. R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18(2), 302–309. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00151.x>.
- Enciso, A. (2023, March 7). México perdió en 20 años vegetación equivalente a la superficie de Yucatán. La Jornada. <https://www.jornada.com.mx/2023/03/07/politica/002n1pol>
- Ernst, R., Linsenmair, K.E. & Rödel, M.-O. (2006). Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation*. 133, 143–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.028>
- FAO (2009). Los bosques y el agua. Roma. <https://www.fao.org/3/i0410s/i0410s.pdf>.
- FAO (2020). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020: Principales resultados. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8753es>.
- FAO & GTIS (2015). Estado Mundial del Recurso Suelo: Resumen Técnico. Roma. <http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf>.
- FAO & PNUMA (2020). El estado de los bosques del mundo: Los bosques, la biodiversidad y las personas (2020). Roma. <http://doi.org/10.4060/ca8642es>.

- Felton, A., Knight, E., Wood, J., Zammit, C., & Lindenmayer, D. (2010). A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. *Biological Conservation*, 143(3), 545–554. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.030>
- Folt, B. & Reider, E. (2013). Leaf-litter herpetofaunal richness, abundance, and community assembly in mono-dominant plantations and primary forest of northeastern Costa Rica. *Biodiversity Conservation* 22:2057-2070. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0526-0>.
- FRA (2015). FRA 2015: Términos y Definiciones. 180. Roma. <http://www.fao.org/docrep/017/ap862s/ap862s00.pdf>.
- Freire Santos, P. Z., Crouzeilles, R., & Barreto Sansevero, J. B. (2019). Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 433(July 2018), 140–145. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.064>
- Gibbons, J.W., & Luhring, T. M. (2009). Reptiles. In G. E. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 497–505). Academic Press.
- Gurevitch, J., Curtis, P. S., & Jones, M. H. (2001). Meta-analysis in ecology. *Advances in Ecological Research*, 32, 199–247. [https://doi.org/10.1016/s0065-2504\(01\)32013-5](https://doi.org/10.1016/s0065-2504(01)32013-5).
- Haddaway, N. R., Collins, A. M., Coughlin, D., & Kirk, S. (2015). The role of google scholar in evidence reviews and its applicability to grey literature searching. *PLoS ONE*, 10(9), 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138237>.
- Haddaway, N. R., McGuinness, L., & Pritchard, C. (2021). Make Interactive “PRISMA” Flow Diagrams (0.0.3). <https://cran.r-project.org/web/packages/PRISMA2020/PRISMA2020.pdf>.
- Haddaway, N. R., Page, M. J., Pritchard, C. C. & McGuinness, L. A. (2022). PRISMA2020: An R package and Shiny app for producing PRISMA 2020-compliant flow diagrams, with interactivity for optimised digital transparency and Open Synthesis. *Campbell Systematic Reviews*, 18:e1230. <https://doi.org/10.1002/cl2.1230>.
- Harrer, M., Cuijpers, P., Furukawa, T., & Ebert, D. D. (2019). dmetar: Companion R Package For The Guide “Doing Meta-Analysis in R” (R package version 0.1.0). <http://dmetar.protectlab.org/>.
- Harrer, M., Cuijpers, P., Furakawa, T. A., Ebert, D. D., & Raton, B. (2022). Doing Meta-Analysis with R - A Hands-On Guide. *Journal of Statistical Software*, 102(Book Review 2). <https://doi.org/10.18637/jss.v102.b02>.

- Hernández Ordóñez, O. (2015). Estado de conservación y estructura de anfibios y reptiles en bosques secundarios y maduros de una región neotropical. Tesis que para optar por el grado de Doctor en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Herrera-Montes, A. & Brokaw, N. (2010). Conservation value of tropical secondary forest: A herpetofaunal perspective. *Biological Conservation* 143:1414-1422. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.016>
- Hilje, B. & Mitchell Aide, T. (2012). Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation* 146(1): 170-176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.007>.
- IUCN. (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3. <https://www.iucnredlist.org>.
- IUCN. (2024). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- James, K. L., Randall, N. P., & Haddaway, N. R. (2016). A methodology for systematic mapping in environmental sciences. *Environmental Evidence*, 5(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s13750-016-0059-6>.
- Kanninen, M. (2010). Plantation forest: global perspectives. In J. Bauhus, P. van der Merr, & M. Kanninen (Eds.), *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests* (pp. 1–15).
- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>.
- Koricheva, J., Gurevitch, J., & Mengersen, K. (2013). *Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution*. Princeton University Press.
- López-Bedoya, P. A., Cardona-Galvis, E. A., Urbina-Cardona, J. N., Edwards, F. A., & Edwards, D. P. (2022). Impacts of pastures and forestry plantations on herpetofauna: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 59(12), 3038–3048. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14299>
- Luedtke, J.A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O., Catenazzi, A. & Stuart, S.N. (2023). Ongoing declines for the world’s amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), 308-314. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>.
- Martínez-Ruiz, R., Azpíroz-Rivero, H. S., Rodríguez-De la O, J. L., Cetina-Alcalá, V. M., & Gutiérrez-Espinoza, M. A. (2006). Importancia de las plantaciones forestales de Eucalyptus. *Ra Ximhai*, 2(3), 815–846. <http://www.redalyc.org/pdf/461/46120313.pdf>

- McComb, B., Zuckerberg, B., Vesely, D. & Jordan, C. (2024). 1.8: Técnicas de Campo para Muestreo y Estimación de Poblaciones. https://espanol.libretexts.org/Biologia/Ecolog%C3%ADa/Monitoreo_de_poblaciones_animales_y_sus_h%C3%A1bitats%3A_una_gu%C3%ADa_para_practicantes/01%3A_Cap%C3%ADtulos/1.08%3A_T%C3%A9cnicas_de_Campo_para_Muestreo_y_Estimaci%C3%B3n_de_Poblaciones
- McCune, B., Grace, J. B., & Urban, D. L. (2002). Overview of community matrices. In *Analysis of Ecological Communities* (2nd ed.). MjM Software Design (pp. 303–305). [https://doi.org/10.1016/s0022-0981\(03\)00091-1](https://doi.org/10.1016/s0022-0981(03)00091-1).
- Mitchell Aide, T., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M. J., & Muñiz, M. (2013). Deforestation and reforestation of latin america and the caribbean (2001-2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>.
- Monge-Villegas, D., Saldaña-Vázquez, R. A., Tulio Oropeza, Díaz-García, M. J. M., Esquivel, C., Villalobos, F. (2020). Factores intrínsecos y extrínsecos relacionados con los cambios en la abundancia anuros en ecosistemas perturbados del Neotrópico. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10992.40966>.
- Morin, P. J. (2011). *Community Ecology* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.
- Morrison, C., Pikacha, P., Pirakia, T. & Boseto, D. (2007). Herpetofauna, community education and logging on Choiseul Island, Solomon Islands: implications for conservation. *Pacific Conservation Biology* 13. <http://www.researchgate.net/publication/261100314>.
- Nakagawa, S., Noble, D. W. A., Senior, A. M., & Lagisz, M. (2017). Meta-evaluation of meta-analysis: Ten appraisal questions for biologists. *BMC Biology*, 15(1), 1–15. <https://doi.org/10.1186/s12915-017-0357-7>.
- Nowakowski, A. J., Thompson, M. E., Donnelly, M. A., & Todd, B. D. (2017). Amphibian sensitivity to habitat modification is associated with population trends and species traits. *Global Ecology and Biogeography*, 26(6), 700–712. <https://doi.org/10.1111/geb.12571>.
- Nowakowski, A. J., Frishkoff, L. O., Thompson, M. E., Smith, T. M., & Todd, B. D. (2018)a. Phylogenetic homogenization of amphibian assemblages in human-altered habitats across the globe. *PNAS*, 115(15), E3454–E3462. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714891115>.
- Nowakowski, A. J., Watling, J. I., Thompson, M. E., Bruschi, G. A., Catenazzi, A., Whitfield, S. M., Kurz, D. J., Suárez-Mayorga, Á., Aponte-Gutiérrez, A., Donnelly, M. A., & Todd, B. D. (2018)b. Thermal

- biology mediates responses of amphibians and reptiles to habitat modification. *Ecology Letters*, 21(3), 345–355. <https://doi.org/10.1111/ele.12901>.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11), 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2).
- Pacle, S. C., Aguirre, C., Pacle, I. C., Delbert, P., & Pacle, B. (2020). Impact of habitat alteration on amphibian diversity and species composition in a lowland tropical rainforest in Northeastern Leyte, Philippines. *Scientific Reports*, 10(1), 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67512-6>.
- Palacios, C. P., Agüero, B., & Simonetti, J. A. (2013). Agroforestry systems as habitat for herpetofauna: Is there supporting evidence? *Agroforestry Systems*, 87(3), 517–523. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9571-z>.
- Parra-Olea, G., Flores-Villela, O., & Mendoza-Almeralla, C. (2014). Biodiversity of amphibians in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(SUPPL.), 460–466. <https://doi.org/10.7550/rmb.32027>.
- Pawar, S.S., Rawat, G.S. & Choudhury, B.C. (2004). Recovery of frog and lizard communities following primary habitat alteration in Mizoram, Northeast India. *BMC Ecology* 4(10): 1-18. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-4-10>.
- Pearman, P.B. (1997). Correlates of Amphibians Diversity in an Altered Landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology* 11(5):1211-1225.
- Pedersen, T. (2024). ggraph: An Implementation of Grammar of Graphics for Graphs and Networks. R package version 2.2.0.9000, <https://github.com/thomas85/ggraph>, <https://ggraph.data-imaginist.com>.
- Pineda Herrera, E., Hernández Valdez, S., & Douterlungne Rotsaert, D. (2019). ¿Qué son los bosques antrópicos? *Ciencia*, 70(1), 47–55.
- QGIS (2024). A Free and Open Source Geographic Information System. <https://qgis.org/en/site/index.html>.
- R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing (2022.07.2). R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>.

- Ribeiro-Júnior, M. A., Gardner, T. A., & Ávila-Pires, T. C. S. (2008). Evaluating the effectiveness of herpetofaunal sampling techniques across a gradient of habitat change in a tropical forest landscape. *Journal of Herpetology*, 42(4), 733–749. <https://doi.org/10.1670/07-097R3.1>.
- Russell, C. & Downs, C.T. (2012). Effect of land use on anuran species composition in north-eastern KwaZulu-Natal, South Africa. *Applied Geography* 35: 247e256. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.07.003>.
- Salgado-Negret, B. (2016). *La Ecología Funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia.
- SEDEMA (2023). *Glosario de términos ambientales*. Glosario de Términos. <http://www.sadsma.cdmx.gob.mx:9000/datos/glosario>.
- Silge, J., & Robinson, D. (2016). tidytext: Text Mining and Analysis Using Tidy Data Principles in R, *Journal of Open Source Software*, 1(3), 37. <https://doi.org/10.21105/joss.00037>.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. & Weedon, J. (2024). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-5, <https://github.com/vegandevs/vegan>.
- Slowikowski, K. (2024). *ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with 'ggplot2'*. <https://ggrepel.slowkow.com/>, <https://github.com/slowkow/ggrepel>.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004). Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*, 306, 1783–1786. <https://doi.org/10.1126/science.110353>.
- Thompson, M. E., & Donnelly, M. A. (2018). Effects of Secondary Forest Succession on Amphibians and Reptiles: A Review and Meta-Analysis. *Copeia*, 106(1), 10–19. <https://doi.org/10.1643/CH-17-654>.
- Thompson, M. E., Halstead, B. J., & Donnelly, M. A. (2022). Riparian buffers provide refugia during secondary forest succession. *Diversity and Distributions*, 28(9), 2008–2019. <https://doi.org/10.1111/ddi.13601>.

- Thompson, M. E., Nowakowski, A. J., & Donnelly, M. A. (2016). The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use. *Conservation Biology*, 30(2), 249–258. <https://doi.org/10.1111/cobi.12637>.
- Uetz, P., Freed, P., Aguilar, R., Reyes, F., & Hošek, J. (2023). The reptile database. <http://www.reptile-database.org/>
- UNFCCC (2002). Biome-Specific Forest Definitions: Technical paper. <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/tp/tp0201.pdf>
- Urbina-Cardona, J. N., Olivares-Pérez, M., & Reynoso, V. H. (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 132(1), 61–75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.03.014>
- Valentine, L.E. & Schwarzkopf, L. (2008). Effects of Weed-Management Burning on Reptile Assemblages in Australian Tropical Savannas. *Conservation Biology* 23(1): 103-113. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01074.x>.
- Valdez, R., & Ortega-S., J. A. (2014). *Ecología y manejo de fauna silvestre en México* (1a ed.). bba.
- Verschuyf, J., Riffell, S., Miller, D., & Wigley, T. B. (2011). Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests - A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 221–232. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.010>.
- Viechtbauer, W. (2010). Conducting meta-analyses in {R} with the {metafor} package. *Journal of Statistical Software*, 36:1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i03>.
- Von May, R., Jacobs, J. M., Santa-Cruz, R., Valdivia, J., Huamn, J. M., & Donnelly, M. A. (2010). Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 26(5), 509–519. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000301>.
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T. L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D. & Brand, T. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K. & Yutani, H.

(2019). “Welcome to the tidyverse.” *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>.

Wickham, H., Pedersen, T. & Seidel, D. (2023). scales: Scale Functions for Visualization. R package version 1.3.0, <https://github.com/r-lib/scales>, <https://scales.r-lib.org>.

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K. & Vaughan, D. (2023). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.4, <https://github.com/tidyverse/dplyr>, <https://dplyr.tidyverse.org>.

Wirth, C., Messier, C., Bergeron, Y., Frank, D., & Fankhanel, A. (2009). Old-Growth Forest Definitions: A Pragmatic View. In *Old-Growth Forests* (pp. 11–33). <https://doi.org/10.1007/978>.

World Resources Institute (2023). Global Forest Watch. <https://www.globalforestwatch.org/>.

Worldometers.info (2024). worldometer. <https://www.worldometers.info/>.

XIII. ANEXO

A. Registro de evidencias.

Se muestran las combinaciones de palabras clave y los operadores booleanos (AND, OR y *) utilizados. El idioma (Idio) en el que se realizó la búsqueda, donde, In = Inglés, Es = Español y Por = Portugués, el motor de búsqueda (MB) donde se aplicó la combinación de palabras: Web of Science (WoS), Google Scholar (GS), Dimensions (Dim), TESIUNAM (TUNAM), TESIAMI (TUAMI), TESIS.IPN (TIPN) y Biblioteca Xochimilco UAM (BXUAM); el filtro de búsqueda (FB): Título (T), Título y Resumen (TyR), Todos los campos (TC) y Tema (TP); el número de estudios lanzados por los motores de búsqueda y las fecha en la cual se realizó dichas búsquedas. Para el motor de búsqueda WoS se aplicaron más filtros particulares, para depurar todavía más las búsquedas.

Combinación de palabras clave	Idio	MB	FB	Número de estudios	Fecha	Filtros particulares
[tropical* forest*] AND [anthropic* OR modified* OR secondary forest* OR agroforestal* OR tree plantation* OR tala* OR fire*] AND [amphibia* OR reptile* OR herpetofauna* OR anuran* OR lizard* OR snake*]	In	WoS	T	345,536	Oct-21	Typo de document (299,076): Articles, Proceedings papers, Review articles, Book chapters. WoS Categories (68,140): Materials Science Multidisciplinary, Zoology, Ecology, Multidisciplinary Sciences, Forestry, Biology, Biodiversity Conservation, Agronomy, Evolutionary Biology, Agriculture Multidisciplinary.
herpetofauna* AND tropical* forest* AND secondary forest* OR amphibia* OR reptile* OR anuran* OR lizard* OR snake* OR agroforestal* OR tree plantation* OR agroecosystem* OR forest*	In	WoS	T	254,372	Oct-21	Typo de document (219,944): Articles, Proceedings papers, Review articles, Book chapters. WoS Categories (137,508): Forestry, Ecology, Environmental Sciences, Zoology, Biodiversity Conservation, Agronomy, Multidisciplinary Sciences, Environmental studies, Biology, Agriculture Multidisciplinary, Evolutionary biology.

Combinación de palabras clave	Idio	MB	FB	Número de estudios	Fecha	Filtros particulares
herpetofauna* AND tropical* forest* AND secondary forest* OR agroforestal* OR agroecosystem*	In	WoS	T	6,577	Nov-21	Typo de document (118,592): Articles, Proceedings papers, Review articles, Book chapters. WoS Categories (53,002): Forestry, Ecology, Environmental Sciences, Zoology, Biodiversity Conservation, Agronomy, Multidisciplinary Sciences, Environmental studies, Biology, Agriculture Multidisciplinary, Evolutionary biology.
Herpetofauna* AND bosque* tropical* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente* AND bosque* secundario* OR antrópico* OR modificado* OR agroforestal* OR agroecosistema* OR plantacion* selva* or tala*	Es	WoS	T	14,039	Nov-21	Typo de document (10,731): Articles, Review articles, Book chapters. WoS Categories (5,029): Zoology, Ecology, Multidisciplinary sciences, biodiversity conservation, biology, evolutionary biology, agronomy, forestry.
[floresta* tropical*] AND [antropico* OR modificado* OR floresta* secundária* OR agrofloresta* OR plantação* OR me sentindo OR incêndio*] AND [anfíbio* OR réptil* OR herpetofauna OR anuro* OR lagarto* OR cobra*]	Port	WoS	T	4,995	Abr-22	Typo de document (12,857): Articles, Proceedings papers, Review articles, Book chapters, Books. WoS Categories (10,142): Zoology, Ecology, Biology, Biodiversity Conservation, Environmental Sciences, Forestry, Agriculture Multidisciplinary, Multidisciplinary Sciences, Agronomy.
tropical* AND forest* AND human modification AND herpetology OR Amphibian* OR Reptil*	In	WoS	TP	65, 230	Feb-23	Web of Sciences categories (39, 381): Zoology, Ecology, Environmental Sciences, Biodiversity Conservation, Multidisciplinary Sciences, Biology, Evolutionary Biology, Forestry, Agriculture Dairy Animal Science, Environmental Studies, Agronomy. Document Types (36, 492): Article, Review article, Book chapters

Combinación de palabras clave	Idio	MB	FB	Número de estudios	Fecha	Filtros particulares
[tropical* forest*] AND [anthropic* OR modified* OR secondary forest* OR agroforestal* OR tree plantation* OR tala* OR fire*] AND [amphibia* OR reptile* OR herpetofauna* OR anuran* OR lizard* OR snake*]	In	GS	T	876	Oct-21	
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*] AND [bosque* tropical*] AND [bosque* secundario* OR antropico* OR modificado* OR agroforestal* OR agroecosistema* OR plantación* selva* OR tala*]	Es	GS	T	6,980	Nov-21	
[floresta* tropical*] AND [antropico* OR modificado* OR floresta* secundaria* OR agrofloresta* OR plantação* OR me sentindo OR incêndio*] AND [anfíbio* OR réptil* OR herpetofauna OR anuro* OR lagarto* OR cobra*]	Port	GS	T	295	Abr-22	
tropical* AND forest* AND human modification AND herpetology OR Amphibian* OR Reptil*	In	GS	TC	23,500	Feb-23	

Combinación de palabras clave	Idio	MB	FB	Número de estudios	Fecha	Filtros particulares
[tropical* forest*] AND [amphibia* OR reptile* OR herpetofauna* OR anuran* OR lizard* OR snake*] AND [anthropic* OR modified* OR secondary forest* OR agroforestal* OR tree plantation* OR tala* OR fire*]	In	Dim	TyR	138	Abr-22	Publications
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*] AND [bosque* tropical*] AND [bosque* secundario* OR antrópico* OR modificado* OR agroforestal* OR agroecosistema* OR plantación* selva* OR tala*]	Es	Dim	TyR	5	Abr-22	Publications
[floresta* tropical*] AND [antropico* OR modificado* OR floresta* secundaria* OR agrofloresta* OR plantação* OR me sentindo OR incêndio*] AND [anfíbio* OR réptil* OR herpetofauna OR anuro* OR lagarto* OR cobra*]	Port	Dim	TyR	12	Abr-22	Publications
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*] AND [bosque* tropical*] AND [bosque* secundario* OR antrópico* OR modificado* OR agroforestal* OR agroecosistema* OR plantación* selva* OR tala*]	Es	TUNAM	T	1	Abr-22	
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*] AND [bosque* tropical*]	Es	TUNAM	T	11	Abr-22	
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*]	Es	TUNAM	T	468	Abr-22	

Combinación de palabras clave	Idio	MB	FB	Número de estudios	Fecha	Filtros particulares
Anfibios y Reptiles	Es	BXUAM	TC	11	Abr-22	
Bosques Tropicales	Es	BXUAM	TC	5	Abr-22	
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*]	Es	TUAMI	TC	0	Abr-22	
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*] AND [bosque* tropical*]	Es	TUAMI	TC	0	Abr-22	
Anfibios y Reptiles	Es	TUAMI	TC	1	Abr-22	
Bosques Tropicales	Es	TUAMI	TC	1	Abr-22	
Selvas	Es	TUAMI	TC	1	Abr-22	
[Herpetofauna* OR anfibio* OR reptil* OR anuro* OR lagartija* OR serpiente*]	Es	TIPN	T	217	Abr-22	
bosque* tropical*	Es	TIPN	T	46	Abr-22	

B. Referencia de los estudios seleccionados.

B.1. Publicaciones incluidas en la revisión de Hernández-Ordoñez (2015) y esta revisión (33):

- Adum, G. B., Eichhorn, M. P., Oduro, W., Ofori-Boateng, C., y Rödel, M. O.** (2013). Two-stage recovery of amphibian assemblages following selective logging of tropical forests. *Conservation Biology* 27(2), 354–363. <http://doi.org/10.1111/cobi.12006>.
- Akani, G., Politano, E., y Luiselli, L.** (2004). Amphibians recorded in forest swamp areas of the River Niger Delta (Southeastern Nigeria), and the effects of habitat alteration from oil industry development on species richness and diversity. *Applied Herpetology* 2, 1–22. <http://doi.org/10.1163/1570754041231604>
- Basham, E.W., Gonzalez del Pliego, P., Acosta-Galvis, A.R., Woodcock, P., Medina Uribe, C.A., Haugaasen, T., Gilroy, J.J. y Edwards D.P.** (2016). Quantifying carbon and amphibian co-benefits from secondary forest regeneration in the Tropical Andes. *Animal Conservation* 19, 548–560.
- Calderón-Mandujano, R.R., Galindo-Leal, C., y Cedeño-Vázquez, J.R.** (2008). Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24(1), 95–114.
- Correa, F.S., Juen, L., Rodrigues, L., Silva-Filho, H.F. y Santos-Costa, M.C.** (2015). Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon. *Animal Biology*. <http://doi.org/10.1163/15707563-00002481>.
- Cortés-Gómez, A.M., Castro-Herrera, F., y Urbina-Cardona, N.** (2013). Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Tropical Conservation Science* 6(6), 749–769. <http://doi.org/10.1177/194008291300600604>.
- Cruz-Elizalde, R., Berriozabal-Islas, C., Hernández-Salinas, U., Martínez-Morales, M.A. y Ramírez-Bautista, A.** (2016). Amphibian species richness and diversity in a modified tropical environment of central Mexico. *Tropical Ecology* 57(3), 407-417.
- D’Cruze, N., y Kumar, S.** (2011). Effects of anthropogenic activities on lizard communities in northern Madagascar. *Animal Conservation* 14(5), 542–552. <http://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00459.x>.
- da Cunha Bitar, Y.O., Juen, L., Pinheiro, L.C., y Santos-Costa, M.C.** (2015). Anuran beta diversity in a mosaic anthropogenic landscape in Transitional Amazon. *Journal of Herpetology* 49(4), 75–82. <http://doi.org/10.1670/13-041>
- de Souza, V.M., de Souza, M.B. y Morato, E. F.** (2008). Efeitos da sucessão florestal sobre anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia sul-ocidental. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(1), 49–57. <http://doi.org/10.1590/S0101-81752008000100008>.

- Faria, D., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Laps, R.R., y Baumgarten, J.** (2007). Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16(8), 2335–2357. <http://doi.org/10.1007/s10531-007-9189-z>.
- Faruk, A., Belabut, D., Ahmad, N., Knell, R.J., y Garner, T.W.J.** (2013). Effects of oil-palm plantations on diversity of tropical anurans. *Conservation Biology* 27(3), 615–24. <http://doi.org/10.1111/cobi.12062>.
- Gainsbury, A.M.y Colli, G.R.** (2014). Effects of abandoned Eucalyptus plantations on lizard communities in the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation*. 23, 3155-3170. <http://doi.org/10.1007/s10531-014-0771-x>.
- Gallmetzer, N. y Schulze, C.H.** (2015). Impact of oil palm agriculture on understory amphibians and reptiles: A Mesoamerican perspective. *Global Ecology and Conservation* 4, 95-109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.05.008>
- Gardner, T.A., Ribeiro-Júnior, M.A, Barlow, J., Ávila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M.S., y Peres, C.A.** (2007). The Value of Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna. *Conservation Biology* 21(3), 775-787. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00659.x>.
- Glor, R.E., Flecker, A.S., Benard, M.F., y Power, A.G.** (2001). Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 10, 711–723.
- Hernández-Ordóñez, O., Santos, B.A., Pyron, R.A., Arroyo-Rodríguez, V., Urbina-Cardona, J.N., Martínez-Ramos, M., Parra-Olea, G. y Reynoso, V.H.** (2019). Species sorting and mass effect along forest succession: Evidence from taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of amphibian communities. *Ecology and Evolution* 9, 5206–5218. <http://doi.org/10.1002/ece3.5110>.
- Jongsma, G.F.M., Hedley, R.W., Durães, R., y Karubian, J.** (2014). Amphibian diversity and species composition in relation to habitat type and alteration in the Mache-Chindul Reserve, Northwest Ecuador. *Herpetologica* 70(1), 34–46. <http://doi.org/10.1655/HERPETOLOGICA-D-12-00068>
- Konopik, O., Steffan-Dewenter, I., y Grafe, T.U.** (2015). Effects of logging and oil palm expansion on stream frog communities on Borneo, Southeast Asia. *Biotropica*, 47(5), 636–643. <http://doi.org/10.1111/btp.12248>.
- Kudavidanage, E.P., Wanger, T.C., de Alwis, C., Sanjeewa, S., y Kotagama, S. W.** (2011). Amphibian and butterfly diversity across a tropical land-use gradient in Sri Lanka; implications for conservation decision making. *Animal Conservation* 15(3), 253–265. <http://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00507.x>.
- Kurz, D.J., Nowakowski, A.J., Tingley, M.W., Donnelly, M.A., y Wilcove, D.S.** (2014). Forest-land use complementarity modifies community structure of a tropical herpetofauna. *Biological Conservation* 170, 246–255. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.027>.

- Luja, V.H., Herrando-Pérez, S., González-Solís, D., Luiselli, L.** (2008). Secondary rain forests are not havens for reptile species in tropical Mexico. *Biotropica* 40(6), 747–757. <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00439.x>.
- Murrieta-Galindo, R., González-Romero, A., López-Barrera, F. y Parra-Olea, G.** (2013). *Coffee agrosystems: an important refuge for amphibians in central Veracruz, Mexico*. *Agroforest Syst.* Tesis que para obtener el grado de Doctor en Ciencias. Instituto de Ecología. México. México.
- Ofori-Boateng, C., Oduro, W., Hillers, A., Norris, K., Opong, S.K., Adum, G.B., y Mark-Oliver Rödel.** (2013). Differences in the effects of selective logging on amphibian assemblages in three west African forest types. *Biotropica* 45(1), 94–101. <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00887.x>.
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F., y Halffter, G.** (2005). Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, México. *Conservation Biology* 19(2), 400–410.
- Seshadri, K.S.** (2014). Effects of historical selective logging on anuran communities in a wet evergreen forest, south India. *Biotropica*. 45(5), 615–623. <http://doi.org/10.1111/btp.12141>.
- Santos-Barrera, G., y Urbina-Cardona, J.N.** (2011). The role of the matrix edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 9(82), 679–687. <http://doi.org/doi.org/10.7550/rmb.25746>.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., y Martínez-Ramos, M.** (2008). Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 22(2), 362–374. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00883.x>.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Mendoza, E., Lopez-Toledo, L., Lara-Urbe, N., Marquez-Camargo, C.** (2015). High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Tropical Conservation Science* 8(2), 396–423.
- Trimble, M.J., y van Aarde, R.J.** (2014). Amphibian and reptile communities and functional groups over a land-use gradient in a coastal tropical forest landscape of high richness and endemism. *Animal Conservation* 17(5), 441–453. <http://doi.org/10.1111/acv.12111>.
- Vallan, D.** (2002). Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* 18(5), 725–742. <http://doi.org/10.1017/S026646740200247X>.
- Whitfield, S.M., y Pierce, M.S.F.** (2005). Tree Buttress Microhabitat Use by a Neotropical Leaf-Litter Herpetofauna. *Journal of Herpetology* 39(2), 192–198. <http://doi.org/10.1670/219-04A>.
- Woinarski, J.C.Z., Risler, J. y Kean, L.** (2004). Response of vegetation and vertebrate fauna to 23 years of fire exclusion in a tropical Eucalyptus open forest, Northern Territory, Australia. *Austral ecology* 29(2), 156–176.

B.2. Nuevos estudios incluidos en esta revisión:

- Allingham, S.M. y Harvey, M.** (2013). Effects of Different Fire Regimes on Amphibian Communities in the Nyika National Park, Malawi. *The Herpetological Society of Japan* 32(1), 1-8.
<http://dx.doi.org/10.5358/hsj.32.1>
- Brown, G.** (2001). The influence of habitat disturbance on reptiles in a Box-Ironbark eucalypt forest of south-eastern Australia. *Biodiversity and Conservation* 10, 161–176.
<http://doi.org/10.1023/A:1008919521638>.
- Brüning, L.Z., Krieger M., Meneses-Pelayo, E., Eisenhauer, N., Ramírez, M.P., Reu, B., Ernst, R.** (2018). Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 264, 15-23.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.011>
- Cano, P. y Leynaud, G.C.** (2010). Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *European Journal of Wildlife Research* 56, 411–420.
<http://doi.org/10.1007/s10344-009-0335-7>.
- Carvajal-Cogollo, J.E. y Urbina-Cardona, N.** (2015). Ecological grouping and edge effects in tropical dry forest: reptile-microenvironment relationships. *Biodiversity and Conservation*
<http://doi.org/10.1007/s10531-014-0845-9>.
- Cervantes-López, M.J., Andresen E., Hernández-Ordóñez O., Mora F., Reynoso V.H., y Arroyo-Rodríguez V.** (2022). Lightly-harvested rustic cocoa is a valuable land cover for amphibian and reptile conservation in human-modified rainforest landscapes. *Journal of Tropical Ecology* 38, 312-321.
<https://doi.org/10.1017/S0266467422000219>
- de Lima, G., y C. Gascon.** 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91, 241-247.
- Evans, B.** (2019). Quantifying the conservation value of plantation forests for a Madagascan herpetofauna. *Herpetological Conservation and Biology* 14(1), 269–287.
- Fraga-Ramírez, Y., Sauzo-Ortuño I., Avila-Cabadilla L.D., Alvarez-Añorve M. y Alvarado-Díaz J.** (2017). Multiscale analysis of factors influencing herpetofaunal assemblages in early successional stages of a tropical dry forest in western Mexico. *Biological Conservation* 209, 196-210.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.021>.
- Fredericksen, N.J. y Fredericksen, T.S.** (2002). Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. *Biodiversity and Conservation* 11, 27–38.
- Goldingay, R., Daly, G. y Lemckert, F.** (1996). Assessing the Impacts of logging on reptiles and frogs in the Montane Forests of Southern New South Wales. *Wildlife Research* 23, 495-510.

- Gray R. y Strine C.T.** (2017) Herpetofaunal assemblages of a lowland broadleaf forest, an overgrown orchard forest and a lime orchard in Stann Creek, Belize. *ZooKeys* 707, 131–165. <https://doi.org/10.3897/zookeys.707.14029>
- Guerra, C. y Aráoz, E.** (2015). Amphibian diversity increases in a heterogeneous agricultural landscape. *Acta Oecologica* 69, 78e86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2015.09.003>.
- Isaacs-Cubides, P. y Urbina-Cardona, J.N.** (2011). Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. *Natureza y Conservação* 9(1), 39-46. <http://doi.org/10.4322/natcon.2011.004>.
- Kanowski, J.J., Reis, T.M., Catterall, C.P. y Piper, S.D.** (2006). Factors affecting the use of reforested sites by reptiles in cleared rainforest landscapes in Tropical and Subtropical Australia. *Restoration Ecology*. 14(1), 67–76.
- Luja Molina, V.H.** (2004). *Efecto del cambio de uso de suelo en la herpetofauna del ejido Caobas, Quintana Roo, México*. Tesis para optar por el grado de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur. México.
- Macio-Ríos, R. y Muñoz-Alonso, A.** (2008). Diversidad de lagartijas en cafetales y bosque primario en el Soconusco chiapaneco. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 185- 195.
- Malonza, P.K. y Veith, M.** (2012). Amphibian community along elevational and habitat disturbance gradients in the Taita Hills, Kenya. *Herpetotropicos* 7(1-2), 07-16.
- Marroquín-Páramo, J.A., Sauzo-Ortuño I., Mendoza E., Alvarado-Díaz J. y Siliceo-Cantero H.** (2017). Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88,234-240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.025>.
- Meik, J.M., Jeo, R.M., Medelson III, J.R. y Jenks, K.E.** (2002). Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation* 106, 29–36.
- Moreno-Arias y Quintero-Corzo.** (2015). Reptiles del Valle Seco del Río Magdalena (Huila, Colombia). *Caldasia* 37(1),183-195. <http://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v37n1.50811>.
- Ndriantsoa, D.H., Riemann, J.C., Raminosa, N., Mark-Oliver Rödel y Glos, J.S.** (2017). Amphibian diversity in the matrix of a fragmented landscape around Ranomafana in Madagascar depends on matrix quality. *Tropical Conservation Science* 10, 1-6. <http://doi.org/10.1177/1940082916686065>.
- Pacle, S., Aguirre, C., Pacle, I., Delbert, P. y Pacle, B.** (2020). Impact of habitat alteration on amphibian diversity and species composition in a lowland tropical rainforest in Northeastern Leyte, Philippines. *Scientific Reports* 10, 10547. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67512-6>.
- Paoletti, A., Darras, K., Jayanto, H., Grass, I., Kusrini, M., Tscharrntke, T.** (2018). Amphibian and reptile communities of upland and riparian sites across Indonesian oil palm, rubber and forest. *Global Ecology and Conservation* 16, e00492. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00492>.

- Pineda, E. y Halffeter, G.** (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117, 499-508. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.009>.
- Ribeiro-Júnior, M.A., Gardner, T.A. y Ávila-Pires, T.C.S.** (2008). Evaluating the effectiveness of Herpetofaunal sampling techniques across a gradient of habitat change in a Tropical Forest Landscape. *Journal of Herpetology* 42(4), 733-749.
- Rodríguez Salazar, M.A.** (en proceso). *Evaluación de las comunidades de anfibios y reptiles en los bosques tropicales del valle de Uxpanapa, Veracruz, a 15 y 20 años de su destrucción por fuego*. Tesis que para obtener el título de biólogo. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México
- Romero García, I.** (2021). *Cambios en la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de lagartijas en bosques de diferentes grados de perturbación, en la Selva Lacandona, Chiapas, México*. Tesis que para obtener el título de biólogo. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Scott, D.M., Brown, D., Mahood, S., Denton, B., Silburn, A., Rakotondraparary, F.** (2006). The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. *Biological Conservation* 127, 72-87. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.014>.
- Smart, R., Whiting, M.J. y Twine, W.** (2005). Lizards and landscapes: integrating field surveys and interviews to assess the impact of human disturbance on lizard assemblages and selected reptiles in a savanna in South Africa. *Biological Conservation* 122, 23-31. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.016>.
- Trainor, C.T. y Woinarski, C.Z.** (1994). Responses of lizards to Three Experimental fires in the Savanna Forests of Kakadu National Park. *Wildlife Research* 21, 131-48.
- Vega-Agavo, M.I., Suazo-Ortuño, I., Lopez-Toledo, L., Gómez-Tagle, A., Silero, N., Pineda-López, R. y Alvarado-Díaz, J.** (2021). Influence of avocado orchard landscapes on amphibians and reptiles in the trans-Mexican volcanic belt. *Biotropica* 53, 1631–1645. <http://doi.org/10.1111/btp.13011>.
- von May, R., Jacobs, J.M., Santa-Cruz, R., Valdivia, J., Huamán, J.M. y Donnelly, M.A.** (2010). Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peru. *Journal of Tropical Ecology* 26, 509-519. <http://doi.org/10.1017/S0266467410000301>.
- Wanger, T.C., Isakandar, D.T., Motzke, I., Brook, B.W., Sodhi, N.S., Clough, Y. y Tschirntke, T.** (2010). Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology* 24(3), 795-802. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01434.X>

C. *Contenido de los estudios seleccionados.*

Publicaciones científicas incluidas en esta revisión y posterior metaanálisis. Donde, TBOA = tipo de bosques de origen antrópico; OBA = origen del bosque antrópico; OP = origen de la plantación y TR = temporada de muestreo.

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Adum et al., 2013	Anfibios	Ghana	Tala selectiva			Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Sin tala selectiva vs. Tala selectiva
Akani et al., 2004	Anfibios	Nigeria	Plantación Forestal	Palma de aceite	Nativa	Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Sitios prístinos vs. sitios de desarrollo de aceite industrial
Allingham y Harvey, 2013	Anfibios	Malawi	Bosques secundarios	Quema		Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias	Sin quema vs. Áreas sin quema desde 2001, 2005 y quema anual
Basham et al., 2016	Anfibios	Colombia	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Secas	Bosques primarios vs. Bosques secundarios (8-35 años) y Pastoreo
Brown, 2001	Reptiles	Australia	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosques sin disturbio vs. bosques con disturbio
Brüning et al., 2018	Anfibios	Colombia	Agroforestal	Cacaotal y cafetal	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Fragmentos de bosque de niebla vs. Pastoreo, plantaciones de sombra y sin sombra y humedales
Calderón-Mandujano et al., 2008	Reptiles	México	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Solo 12 días consecutivos	Selva baja y Selva mediana conservadas vs. Acahual de selva baja y mediana (<10 y >10 años).
Cano y Leynaud, 2010	Herpeto fauna	Argentina	Bosques secundarios	Quema y agropecuario		Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias	Sin quema vs. quema anual, quema desde 2003 y quema con áreas de pastoreo

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2015	Reptiles	Colombia	Bosques secundarios	Borde		Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias	Bosque conservado vs Borde y Pastoreo
Cervantes-López et al., 2022	Herpeto fauna	México	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias	Bosque conservado vs. Bosques secundarios
Correa et al., 2015	Anfibios	Brasil	Plantación Forestal	Palma de aceite	Exótica	Búsqueda directa y cantos	Lluvias y Secas	Bosque vs. Palma de aceite
Córtes-Gómez et al., 2013	Anfibios	Colombia	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias	Bosque maduro vs. Bosques secundarios en sucesión y potreros abandonados
Cruz-Elizalde et al., 2016	Anfibios	México	Agroforestal	Cafetal	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque original vs. agricultura y ganadería
Da Cunha et al., 2014	Anfibios	Brasil	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Agropecuario y árboles de caucho	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque de galería preservado vs. Bosque de galería con disturbio, Margen del río, plantaciones de plástico y áreas deforestadas
D'Cruze y Kumar, 2011	Anfibios	Madagascar	Plantación Forestal	Huertas	Exótica	Búsqueda directa	Lluvias	Bosque vs. claros y Huertas
de Lima y Gascon, 1999	Anfibios	Brasil	Tala selectiva			Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Sin dato	Bosque vs. Remanentes de bosque
de Souza et al., 2008	Anfibios	Brasil	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa y cantos	Lluvias y Secas	Bosque primario vs. Bosques secundarios y Agricultura, pastos, humanos
Evans, 2019	Herpeto fauna	Madagascar	Agroforestal	Policultivo	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque y Bosques de Bambú vs. Plantaciones abiertas y cerradas

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Faria et al., 2007	Herpeto fauna	Brasil	Bosques secundarios	Agropecuario		Líneas de desvío con trampas de caída y trampas de embudo	Lluvias y Secas	Bosque vs. Agroforestal
Faruk et al., 2013	Anfibios	Malasia	Plantación Forestal	Palma de aceite	Exótica	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque vs. Plantaciones de palma de aceite
Fraga-Ramírez et al., 2017	Herpeto fauna	México	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque vs. Bosques secundarios
Fredericksen y Fredericksen, 2002	Herpeto fauna	Bolivia	Tala selectiva			Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque vs. Bosques con disturbio
Gainsbury y Colli, 2014	Reptiles	Brasil	Plantación Forestal	Eucalip-to	Exótica	Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque vs. Plantaciones de Eucalipto
Gallmetzer y Schulze, 2015	Herpeto fauna	Costa Rica	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Palma de aceite	Exótica	Búsqueda directa	Lluvias	Bosque interior vs. Margen del bosque y Plantaciones de Palma de aceite
Gardner et al., 2007	Herpeto fauna	Brasil	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Agropecuario y eucalip-tos	Exótica	Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosques primarios vs. Bosques secundarios y plantaciones de Eucaliptos
Glor et al., 2001	Herpeto fauna	República Dominicana	Agroforestal, Plantación Forestal y Bosques secundarios	Agropecuario, cacaotal y palma de aceite	Nativa y Exótica	Trampas con pegamento	Lluvias y Secas	Bosques conservados vs. Bosques secundarios, plantaciones de palma de aceite y áreas de pastoreo activas
Goldingay et al., 1996	Reptiles	Australia	Tala selectiva			Búsqueda directa y cantos	Lluvias y Secas	Sin tala selectiva vs. Tala selectiva
Gray y Strine, 2017	Herpeto fauna	Belice	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Limón y borde	Exótica	Líneas de desvío con trampas de caída	Sin dato	Bosque vs. Huertas

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Guerra y Aráoz, 2015	Anfibios	Argentina	Plantación Forestal	Agropecuario, cañaver al y eucalip-tos	Exótica	Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque vs. Plantación de caña y Limón
Hernández-Ordóñez et al., 2019	Anfibios	México	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque viejos vs. Bosques secundarios
Isaacs-Cubides y Urbina-Cardona, 2011	Anfibios	Colombia	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque (río, interior, borde interno) vs. Pastoreo (río, exterior, borde)
Jongsma et al., 2014	Anfibios	Ecuador	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y periodos transitorios	Bosque vs. Río; Borde de la carretera
Kanowski et al., 2006	Reptiles	Australia	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque tropical, Regeneración y Pastoreo (referencia) vs. Plantaciones viejas de monocultivo, plantaciones con reforestación ecológica, Plantaciones de madera de gabinete y plantaciones jóvenes de monocultivos.
Konopik et al., 2015	Anfibios	Malaysia	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Agropecuario y palma de aceite	Exótica	Búsqueda directa y cantos	Lluvias y Secas	Bosques primarios vs. tala selectiva y plantaciones de aceite

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Kudavidanage et al., 2011	Anfibios	Sri Lanka	Tala selectiva	Pino	Nativa	Búsqueda directa y cantos	Lluvias y Secas	Bosque primario vs. Bosques talados; huertos y Plantaciones de Pino
Kurz et al., 2014	Herpeto fauna	Costa Rica	Plantación Forestal	Palmito	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias	Bosque vs. Plantación Forestal y Pastoreo
Luja, 2004	Reptiles	México	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque vs. Bosques secundarios; Pastoreo
Luja et al., 2008	Reptiles	México	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosques conservados vs. bosques secundarios y pastos inducidos
Macio-Ríos y Muñoz-Alonso, 2008	Reptiles	México	Agroforestal	Cafetal de sombra	Nativa	Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque vs. Agroforestal
Malonza y Veith, 2012	Anfibios	Kenia	Plantación Forestal	Eucalip- to y pinos	Exótica	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque vs. Plantación forestal
Marroquín-Páramo et al., 2017	Herpeto fauna	México	Plantación Forestal	Aguacate	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque tropical caducifolio, Bosque de coníferas y Huertas de aguacate
Meik et al., 2002	Reptiles	Namibia	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa	Secas	Bosque vs. Bosques secundarios con invasión de arbustos
Moreno-Arias y Quintero-Corzo, 2015	Herpeto fauna	Colombia	Agroforestal y Bosques secundarios	Cacaotal	Nativa	Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque de Ribera vs. Sistemas agroforestales y arbustos (Bosques secundarios)
Murrieta-Galindo et al., 2013	Anfibios	México	Agroforestal	Cafetal	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias	Bosque de niebla vs. Café tradicional y Café de sombra
Ndriantsoa et al., 2017	Anfibios	Madagascar	Bosques secundarios	Agropecuario		Búsqueda directa y cantos	Lluvias	Matriz del río vs. vegetación secundaria, plantaciones de plátano y huertas de arroz

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Ofori-Boateng et al., 2013	Anfibios	Ghana	Tala selectiva			Búsqueda directa y cantos	Lluvias y Secas	Bosque primario vs. Tala selectiva
Pacle et al., 2020	Anfibios	Filipinas	Tala selectiva			Búsqueda directa	Lluvias	Bosque primario vs. Tala selectiva, Bosques secundarios, potreros abandonados y pastoreo
Paoletti et al., 2018	Herpeto fauna	Indonesia	Plantación Forestal	Palma de aceite	Nativa y Exótica	Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque vs. Palma de aceite y de plástico
Pineda y Halfpeter, 2004	Anfibios	México	Agroforestal	Cafetal de sombra	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque vs. Café de sombra y Pastoreo
Pineda et al., 2005	Anfibios	México	Agroforestal	Cafetal de sombra		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque de niebla vs. plantaciones de café de sombra
Ribeiro-Junior et al., 2008	Anfibios	Brasil	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Eucalip-tos	Exótica	Búsqueda directa, Líneas de desvío con trampas de caída, trampas de embudo y trampas de pegamento.	Lluvias	Bosque primario vs. bosque secundario y Plantaciones de Eucalipto
Rodriguez (En proceso)	Herpeto fauna	México	Tala selectiva			Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque Maduro vs. Bosque secundario a 15 y 20 años de destrucción por fuego
Romero, 2021	Reptiles	México	Bosques secundarios	Agrope-cuario		Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque Viejo vs. Bosques secundarios
Santos-Barrera y Urbina-Cardona, 2011	Anfibios	México	Agroforestal y Bosques secundarios	Cafetal y borde	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosques conservados vs. borde y plantaciones de maíz
Scott et al., 2006	Reptiles	Madagascar	Bosques secundarios	Agrope-cuario		Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosque vs. Claros

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Seshadri, 2014	Anfibios	India	Tala selectiva			Búsqueda directa	Lluvias	Sin tala selectiva vs. Tala selectiva
Smart et al., 2005	Reptiles	Sudáfrica	Bosques secundarios	Agropecuuario y quema		Búsqueda directa	Sin dato	Bosque sin disturbio vs. con disturbio
Suazo-Ortuño et al., 2008	Herpeto fauna	México	Bosques secundarios	Agropecuuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque sin disturbio vs. disturbio
Suazo-Ortuño et al., 2015	Herpeto fauna	México	Bosques secundarios	Agropecuuario		Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque viejos vs. Bosques secundarios y Pastoreo
Trainor y Woinarski, 1994	Reptiles	Australia	Bosques secundarios	Quema		Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias	Quema tardía y Quema temprana
Trimble y Aarde, 2014	Herpeto fauna	Sudáfrica	Agroforestal, Plantación Forestal y Bosques secundarios	Agropecuuario, cañaver al y eucalip-tos	Exótica	Búsqueda directa, Cantos, Líneas de desvío con trampas de caída y trampas de embudo	Secas	Bosque vs. Bosque degradado, plantaciones de acacias, plantaciones y cultivos
Vallan, 2002	Anfibios	Madagascar	Bosques secundarios y Plantación Forestal	Agropecuuario y eucalip-tos	Exótica	Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y Secas	Bosques vs. bosques secundarios, plantaciones de eucalipto y huertas de arroz
Vega-Agavo et al., 2021	Herpeto fauna	México	Plantación Forestal	Aguacate	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosques con árboles de aguacate y pino vs huertas de aguacate
von May et al., 2010	Anfibios	Perú	Plantación Forestal	Bambú	Exótica	Búsqueda directa y líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias	Bosque vs. Terra firme, Bambú y Palma
Wagner et al., 2010	Herpeto fauna	Indonesia	Agroforestal y Bosques secundarios	Agropecuuario y cacaotal	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque primario vs. bosque secundario, plantaciones de cacao y áreas abiertas

AUTOR Y AÑO	CLASE	PAÍS	TBOA	OBA	OP	MÉTODO DE MUESTREO	TR	TEMA
Whitfield y Pierce, 2005	Herpeto fauna	Costa Rica	Bosques secundarios	Cacaotal	Nativa	Búsqueda directa	Lluvias y Secas	Bosque primario vs. Bosques secundarios; Cacao
Woiranski <i>et al.</i> , 2004	Herpeto fauna	Australia	Bosques secundarios	Quema		Líneas de desvío con trampas de caída	Lluvias y periodos transitorios	Sin quema vs. Quema anual

