



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOMÉDICAS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA

**ESTUDIO DEL EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN
DE LOS ODONATOS ENDÉMICOS DE AMÉRICA DEL NORTE USANDO
MODELOS DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:
JOSÉ GERARDO RODRÍGUEZ TAPIA

DIRECTOR DE TESIS
DR. ALEJANDRO CÓRDOBA AGUILAR
INSTITUTO DE ECOLOGÍA

COMITÉ TUTOR
DRA. ELLA VÁZQUEZ DOMÍNGUEZ
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER
INSTITUTO DE BIOLOGÍA

CIUDAD DE MÉXICO, OCTUBRE DE 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

Dedico esta tesis a mis Papás

Rosa María Tapia

José Rodríguez

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Al posgrado en Ciencias Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

A la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

A mi comité tutor:

Dr. Alejandro Córdoba Aguilar.

Instituto de Ecología, UNAM.

Dra. Ella Vázquez Domínguez.

Instituto de Ecología, UNAM.

Dr. Enrique Martínez Meyer.

Instituto de Biología, UNAM.

Al jurado de Grado:

Dr. Víctor Sánchez Cordero Dávila.

Instituto de Biología, UNAM.

Dra. Ella Vázquez Domínguez

Instituto de Ecología, UNAM.

Dr. Oswaldo Téllez Valdés.

FES Iztacala, UNAM.

Dr. Juan José Morrone Lupi.

Facultad de Ciencias, UNAM.

Dra. Leticia Ochoa Ochoa.

Facultad de Ciencias, UNAM.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Primeramente, quiero agradecer a mis Papás por haberme dado la libertad de desarrollarme personal y académicamente y por tener confianza en mí.

Papá, no lograste ver el final de mi trabajo, pero espero estés orgulloso de este logro porque también es tuyo.

Mamá gracias por todo tu apoyo, esta tesis es para ti.

Les agradezco a mis queridos hermanos Rocío, Andrea y Carlos por compartir este camino y mantenernos tan unidos en momentos tristes y difíciles, pero también en momentos de alegría y festejo.

Ross gracias por soportarme y por compartir juntos tantas cosas y principalmente por motivarme y empujarme a concluir esto, te agradezco tu sacrificio y paciencia durante el tiempo de la tesis, gracias por confiar en mí.

A mi hija Donají, te agradezco tu compañía y todos los aprendizajes de Papá que he tenido, gracias por tu amistad y tu confianza, siempre contarás con mi apoyo y seguiremos siendo grandes amigos hasta el final.

Aldo, Vale y Hectorín, los quiero mucho y estoy seguro de que serán grandes, les dedico un pedacito de mi tesis; estoy seguro de que llegado su momento lo superarán y aquí estaré para apoyarlos siempre.

Beno, muchas gracias por tu ejemplo y tu guía, siempre me ha motivado tu compañía y me han guiado tus pláticas y consejos.

Mateos y Chinito, gracias por su divertida compañía y alegres momentos.

Shei, Emmanuel, Emmi, Isabelita, gracia por su compañía y amor en todo momento, un pedacito de este trabajo para ustedes.

Erika, Ilde y Naomi, la distancia solo ha fortalecido nuestro cariño, gracias por su amistad y amor.

Taniuska, gracias por todo lo que compartimos y gracias por apoyarme todo el tiempo y en esta otra etapa de mi vida, gracias por dar tanto en el peor momento de mi vida, sin tu apoyo tal vez no estaría aquí.

Tania, Sheila y Erika, hemos compartido tanto en esta vida que trasciende todo, gracias por su compañía y solidaridad en muchos momentos de mi vida.

Landir gracias por estar en momentos de importantes decisiones en mi vida, tu guía ha sido fundamental.

A Adriana Pérez por su amistad y sus sinceros consejos y opiniones.

A los que ya no están pero que me apoyaron a crecer y a construir mi camino en la escuela y en la vida.

Gracias a mis compañeros y amigos de mi vida académica y personal: Landir, Pau, Tapatía, Gaby, Inge, Ella, Ángela, Juanjo, Taniuska, Adri, Rafa, Michelle, Jean.

Al Ingeniero Alejandro René González Ponce del Instituto de Ecología por su apoyo técnico en cómputo.

Al Ingeniero José Miguel Baltazar Gálvez del Instituto de Ecología por su apoyo técnico en cómputo.

A la Bióloga Gabriela Jiménez Casas del Instituto de Ecología por sus comentarios y aportaciones a esta tesis.

A la Maestra Alejandra Alvarado Zink de la DGDC-Universum por sus comentarios y aportaciones a esta tesis.

A las secretarías de la Coordinación de Docencia y Formación de Recurso Humanos en el Instituto de Ecología Erika Rodríguez Reyes y Patricia Martínez Reyes por todo su apoyo administrativo durante el desarrollo del posgrado, fueron una parte fundamental para llegar a buen fin. También muchas gracias por su amistad.

Al laboratorio de Análisis espacial de la Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil por su apoyo durante mi estancia.

A Rocío Brito del LANCIS por haberme proporcionado tan excelentes fotografías para ilustrar mi tesis.

A mi querida UNAM que me ha dado todo.

Al universo por permitirme encontrarme en este camino con todos ustedes.

Al Gerardo de antes del 02-enero-2009, ha pasado tanto tiempo desde que te prometí esto y aquí estoy, no como lo hubiera deseado, pero lo conseguí.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES	4
AGRADECIMIENTOS PERSONALES	6
RESUMEN	12
ABSTRACT	13
INTRODUCCIÓN	14
I. MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS Y DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES	14
II. ANÁLISIS ESPACIAL	15
III. CAMBIO CLIMÁTICO	16
IV. USO DE SUELO	17
V. BIOINDICADORES	19
VI. ODONATOS	19
OBJETIVO	22
OBJETIVO GENERAL	22
OBJETIVOS PARTICULARES	22
CAPÍTULO I	24
RESUMEN	25
CAPÍTULO II	46
RESUMEN	47
CONCLUSIONES	120
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS GENERALES	122
APÉNDICE	137

Junto al camino mil veces pensé en decir, aquí me quedo, aquí me quedo. Sin embargo, avanzaba avasallado por miles de gotas de esperanza, frustración, impotencia.



Fotografía Rocio Brito 2021

RESUMEN

Los procesos de deforestación y cambio de usos de suelo constituyen el factor antrópico más importante para el deterioro de hábitat naturales. En este trabajo se analiza cuál es el impacto de la deforestación y del cambio de uso de suelo en la distribución de las especies de los insectos odonatos que se distribuyen en el centro de México.

En el primer capítulo se desarrolló un índice de vulnerabilidad para odonatos (IVO), considerando hábitos de las especies y empleando modelos de nicho ecológico para evaluar su sensibilidad al cambio de uso de suelo en la zona centro-sur de México. Los valores del IVO oscilaron entre un máximo de tres para las especies más sensibles, y un mínimo de uno para las especies menos sensibles. Como resultado del análisis, la mayoría de las especies no mostraron una preferencia entre usos del suelo conservados y perturbados, lo que indica una amplia tolerancia a la perturbación. Las pocas especies sensibles fueron claramente resistentes y se encontraron en una amplia gama de tipos de uso de suelo, lo que sugiere que pueden ser más generalistas de lo que se pensaba anteriormente.

En el segundo capítulo se empleó un modelo de dinámica ambiental usando Dinámico-EGO para inferir el efecto de la deforestación sobre las especies de odonatos. Nuestros resultados en conjunto muestran que el cambio de uso de suelo y la deforestación se pueden considerar como los fenómenos más inmediatos relacionados con el cambio climático y de alto riesgo para el mantenimiento de la riqueza de especies, aún de las especies que muestran alta tolerancia o resiliencia a las modificaciones de sus hábitats.

ABSTRACT

Deforestation and land use change processes are the most important anthropic factors for the degradation of the wild natural habitats. This document analyzes the impact of deforestation and land use change on the distribution of odonate insects that are distributed in central Mexico.

In the first chapter, a vulnerability index for odonates (IVO) was developed, considering the habits of the species, and using ecological niche models to evaluate their sensitivity to land use change in the south-central zone of Mexico. The IVO values ranged between a maximum of three for the most sensitive species to a minimum of one for the least sensitive species. The analysis results show that, most species did not show a preference between conserved and disturbed land uses, indicating a broad tolerance to disturbances. The few sensitive species were clearly resistant and found in a wide range of land use types, suggesting they may be more generalist than previously thought.

In the second chapter, an environmental dynamics model using Dinamica-EGO was used to infer the effect of deforestation on odonates species. Overall, results show that land use change and deforestation can be considered as the most immediate phenomena related to climate change and of high risk for the maintenance of species richness, even for species that show high tolerance or resilience, to modifications in their habitats.

*He tenido una vida con todas las tristezas de cualquier vida,
pero he sido feliz, ¿por qué he sido feliz?... por los libros.*

Adolfo Bioy Casares

INTRODUCCIÓN

I. Modelado de nicho ecológico y de distribución de especies

Existen diferentes definiciones de nicho ecológico, entre las que se encuentra la de Hutchinson (1957), quien lo definió como la agregación de todas las variables ambientales que actúan sobre un organismo. Por lo tanto, el nicho ecológico es una región en un espacio teórico n-dimensional (Hutchinson, 1957).

Algunos autores como Milesi y López de Casenave (2005), Soberón (2007), y Soberón y Nakamura (2009) hacen una distinción entre nicho grinneliano, también llamado “nicho de hábitat” y nicho eltoniano, también llamado “nicho funcional”, siendo ambos nichos propiedad del ambiente. El nicho grinneliano se define como las variables o condiciones ambientales fundamentales y no interactivas importantes para conocer las propiedades geográficas y ecológicas de una especie, dentro de un contexto espacial amplio (Mateo *et al.*, 2011). Por otro lado, el nicho eltoniano considera las interacciones bióticas y las relaciones entre los recursos y las especies, las cuales pueden medirse a una escala local (Mateo *et al.*, 2011).

El procedimiento general para elaborar Modelos de Nicho Ecológico (MNE) consta de varias etapas (Mateo, 2011). La primera consiste en construir una base de datos con los datos conocidos de ocurrencia de la especie. Posteriormente se establecen asociaciones matemáticas o estadísticas de datos con diferentes variables explicativas, expresadas generalmente como datos geográficos en forma de mapas de la región de estudio, y que describen las características ambientales que pueden ser relevantes en la distribución de la especie (por ejemplo temperatura, elevación, humedad, tipo de suelo; Thuiller *et al.*, 2004; Elith *et al.*, 2006). En este paso se extrapolan las asociaciones al resto del área de estudio, obteniéndose un mapa de idoneidad o probabilidad de presencia de la especie, es decir, una medida de lo adecuado que es una determinada

región para el desarrollo de una especie en relación con las condiciones ambientales. Dicho mapa no es más que la predicción y la proyección espacial llevada al espacio geográfico (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011).

Algunas de las disciplinas que han aprovechado los beneficios del modelado de nicho ecológico para generar modelos de áreas de distribución son aquellas en donde el componente geográfico es muy relevante, y donde las técnicas y herramientas de análisis espacial pueden combinarse con los resultados de estos modelos para producir inferencias de los fenómenos analizados. Estas disciplinas son la biogeografía, la biología de la conservación, la restauración ecológica, la filogeografía, entre otras (Graham *et al.*, 2004; Luna-Aranguré y Vázquez-Domínguez, 2020). Los MNE se han utilizado con fines de conservación en una variedad de taxones en todo el mundo (por ejemplo, Simaika y Samways 2009; De Almeida *et al.*, 2010; Franklin, 2010; Wilson *et al.*, 2011). En el caso de los insectos en general, se utilizaron desde 1993 (Neyland, 1993). Para los odonatos, los sujetos de estudio de la presente tesis, los MNE se utilizaron por primera vez en el 2006 (Collins y McIntyre 2015). Posiblemente la mayor limitante del MNE con odonatos se debe a la falta de bases de datos que incluyan registros de especies y capas de datos ambientales adecuadas (Berteaux *et al.*, 2010; Domisch *et al.*, 2015). Un MNE puede sobrerrepresentar el área de distribución geográfica de una especie, dado que en el modelo se consideran todos aquellos sitios en donde se encuentran las mismas condiciones ecológicas bajo las cuales se registraron originalmente los puntos de colecta de la especie en cuestión (Illoldi y Escalante, 2008). Sin embargo, esta área puede estar ubicada, por ejemplo, en sitios donde se conoce históricamente que la especie no puede existir. Ello tiene que ver directamente con los factores que delimitan el área de distribución de un taxón (Illoldi y Escalante, 2008).

II. Análisis espacial

El análisis espacial se considera un soporte técnico a la toma de decisiones para descubrir relaciones y patrones en los datos geográficos, lo que permite explicar el comportamiento de los fenómenos geográficos (Gamir *et al.*, 1995; Longley *et al.*, 1999; Fotheringham *et al.*, 2002). Esta disciplina centra su atención en el manejo de los datos geográficos, incluye el análisis visual simple de mapas e imágenes, análisis

computacional de patrones geográficos, selección de sitios y modelado predictivo avanzado (Bosques, 1992). Estas herramientas han sido utilizadas en los últimos años para analizar las distribuciones espaciales de los organismos, así como los factores abióticos y las interacciones ecológicas que juegan un papel fundamental en el mantenimiento de la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas (Maestre y Escudero, 2008).

III. Cambio climático

El cambio climático (CC) se define cómo la variación del estado del clima, identificable en las variaciones del valor medio o en la variabilidad de sus propiedades, que persisten durante largos periodos de tiempo, generalmente decenios o periodos más largos (IPCC, 2014). Así, el CC plantea riesgos para los sistemas humanos y naturales y conlleva interacciones complejas e impactos diversos (IPCC, 2014). La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), lo describe como un *“cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”*. De manera que se hace la distinción entre el cambio climático atribuible a las actividades humanas que alteran la composición atmosférica del que se refiere a la variabilidad climática atribuible a causas naturales (IPCC, 2013).

En tanto el clima, un elemento del cambio climático se suele definir en sentido restringido como el estado promedio del tiempo y, más rigurosamente, como una descripción estadística del tiempo atmosférico en términos de los valores medios y de la variabilidad de las magnitudes correspondientes durante períodos que pueden abarcar desde meses hasta millares o millones de años. En un sentido más amplio, el clima es el estado del sistema climático en términos tanto clásicos como estadísticos (IPCC, 2013) y, por lo tanto,

El calentamiento global (CG), uno de los precursores del cambio climático, se refiere al aumento gradual de la temperatura media de los océanos y de la atmósfera terrestre. Esto como resultado del incremento de gases de efecto invernadero que se caracterizan por retener el calor. Diversos factores están asociados a dicho calentamiento global. Los efectos del CG sobre los organismos y el medio natural es significativo y

diverso, alterándolos procesos que regulan los ecosistemas; aunado a los impactos simultáneos del cambio de uso de suelo y sus efectos en la fauna y flora son potencialmente desastrosos (Santos *et al.*, 2021) aunque difíciles de medir.

La mayoría de las especies animales de este planeta son invertebrados, los cuales son directa y significativamente sensibles a los cambios de temperatura, teniendo en cuenta que su temperatura corporal varía con el aire, el vapor de agua y los hábitats acuáticos donde muchos de ellos se desarrollan (Ortiz y Zapata 2010). Actualmente, el cambio de uso del suelo resultado de la conversión de tierras para diferentes usos ha limitado y fragmentado muchos hábitats, lo que ha limitado el potencial de dispersión de muchas especies como respuesta al cambio climático (Ortiz y Zapata 2010).

Se reconoce que, aunque se espera que el CC se convierta en un factor clave de amenaza para las especies silvestres, actualmente la mayor amenaza para éstas está directamente asociada con el cambio de uso de suelo (IPBES 2019). El cual además continuará siendo un factor de vulnerabilidad en el futuro (Marques *et al.*, 2019). Por lo que es imperante estudiar cómo funciona y cómo afecta a las especies y sus hábitats.

IV. Uso de suelo

En la presente tesis utilizamos el cambio de uso de suelo (CUS) como una de las variables más importantes que contribuyen al CC. En ese sentido, definimos el uso de suelo como el conjunto de disposiciones, actividades e insumos (conjunto de actividades humanas) que las personas emprenden en un determinado tipo de cobertura de la tierra para producirlo o mantenerlo (Di Gregorio y Jansen, 1998). Un uso de suelo determinado puede realizarse en una o más áreas determinadas (por ejemplo, parcelas) y puede haber distintos usos de suelo en una misma área. Por definición, los cambios en el uso de suelo o gestión del suelo son siempre inducidos por el hombre y comúnmente originan una modificación de la cubierta terrestre (Manoharan *et al.*, 2012, IPCC, 2000).

Angelsen (2007) desarrolló un modelo para explicar cuál es la dinámica de las decisiones de los usuarios de la tierra y, por ende, de los cambios en el uso del suelo. De acuerdo con este modelo, la dinámica del suelo sigue una trayectoria temporal predecible que puede ser explicada por la interacción entre demanda de recursos, factores demográficos y fuerzas económicas. En este sentido, por ejemplo, la demanda de

alimentos por parte de una población creciente inicialmente empuja al cambio hacia la frontera agrícola, el crecimiento poblacional inevitablemente lleva a la expansión agrícola en las etapas iniciales del desarrollo económico (Ramírez-Delgado, 2014). En ocasiones la urbanización y la innovación tecnológica aumentan la productividad agrícola y permiten que las tierras agrícolas marginales se reconviertan en bosque (Monteiro *et al.*, 2015).

Dentro de los procesos que se consideran los principales causantes de las transformaciones en los ecosistemas terrestres están, la intensificación del uso de suelo, la degradación del suelo y finalmente, tal vez la más importante (por la extensión de área que afecta), es el cambio en la cobertura vegetal (por ejemplo, urbanización y deforestación) (Lambin, 1997). Las consecuencias de la deforestación y el cambio de uso de suelo son parte de los procesos históricos de la transformación del paisaje, consideradas un problema a diferentes escalas, tanto local como global (Vitousek *et al.*, 1997; Echeverría *et al.*, 2007, Prieto-Amparán, 2018).

Para que las políticas para detener la deforestación funcionen, es necesario que se entiendan y atiendan las múltiples y dinámicas causas que la generan (Kaninnen *et al.* 2007). Desafortunadamente, en México la evidencia empírica muestra que no existen políticas para controlar la deforestación que puedan considerarse universalmente válidas, por lo que es fundamental entender el contexto en el que se da la deforestación en nuestro país (López, 2012).

Autores como Mantyka-Pringle *et al.* (2015) señalan que el CUS puede afectar la vulnerabilidad independientemente del CC, pero también puede interactuar con CC para exacerbar o disminuir el peligro.

De hecho, un análisis global reciente predice que el CUS para el año 2070 podría resultar en una pérdida de alrededor del 8% de vertebrados terrestres (Powers y Jetz, 2019). Ello, junto con el CC, podría conducir a una pérdida acumulada de alrededor del 38% de vertebrados terrestres (Newbold, 2018). En particular, para el caso de los odonatos no existen estudios claros respecto al número de especies que se podrían extinguir por esta combinación de factores.

Finalmente, el CC y el CUS también interactúan para afectar la vulnerabilidad de las especies (Santos *et al.*, 2021), como se ha documentado para algunas especies de odonatos de México (Rodríguez-Tapia *et al.*, 2020).

V. Bioindicadores

De acuerdo con Kietzka (2019), los organismos bioindicadores se pueden dividir en tres categorías: (1) Los *indicadores ambientales* pueden incluir parámetros físicos (por ejemplo, niveles de salinidad), así como parámetros bióticos (por ejemplo, riqueza de especies); éstos identifican respuestas a cambios en el medio ambiente y proveen advertencias tempranas de problemas potenciales (Spellerberg, 1991; Bockstaller y Girardin, 2003). (2) Los *indicadores ecológicos* son sensibles a los efectos que las perturbaciones ambientales específicas tienen sobre los componentes bióticos de los ecosistemas (Gerhardt, 2002); no son simplemente medidores o sensores que reflejen cambios ambientales, y su respuesta a una perturbación es representativa de las respuestas de algunas de las otras especies que habitan la misma área (Kietzka, 2019). (3) Los *indicadores de biodiversidad* pueden representar la diversidad de otros taxones que se encuentran en el mismo ecosistema (McGeoch, 1998; Gerhardt, 2002; Duelli and Obrist, 2003). Una medida de diversidad, como la riqueza de especies de un taxón, puede reflejar la riqueza de especies de otros taxones (Noss, 1990; Prendergast y Eversham, 1997).

VI. Odonatos

Los odonatos son organismos con ciclos de vida complejos, con una etapa larval completamente acuática, y la etapa adulta terrestre. Estos insectos son depredadores carnívoros, por lo que son considerados depredadores clave en ecosistemas acuáticos y terrestres (Knight *et al.*, 2005).

Como insectos acuáticos, los odonatos se encuentran en casi todos los cuerpos de agua dulce del mundo. Algunas especies incluso se han adaptado exitosamente a la urbanización y usan de manera rutinaria cuerpos de agua artificiales construidos por el hombre (Villalobos-Jimenez *et al.*, 2016). Sin embargo, muchas especies requieren de hábitats con características específicas. Por ejemplo, las especies del género *Hetaerina* buscan arroyos secundarios o también llamados de bajo orden, más tranquilos y con fondos rocosos (Garrison *et al.*, 2006); las especies del género *Calopteryx* se aferran a

las raíces y tallos leñosos (Garrison *et al.*, 2006); las larvas de la familia Gomphidae excavan en sustratos de arena y barro; y las especies de la familia Coenagrionidae escalan en la vegetación emergente en aguas con movimiento lento (McPeck, 2008).

En general, tanto las larvas de odonatos como los adultos consumen un gran número de insectos y gastan mucha energía mientras lo hacen (Kietzka, 2019). Realizan sus diversas actividades, como la alimentación, en los bosques naturales; su estrecha dependencia de dicho hábitat las hace sensibles a la pérdida de bosques, lo que las pone en alto riesgo de extinción (Corbet, 2006).

Las libélulas son valoradas por su potencial como bioindicadores en ecosistemas de agua dulce. En ciertos casos se ha optado por aprovechar su sensibilidad a los estresores ambientales como indicadores del daño que pueden causar a la biota del ecosistema que se monitorea (Zuarth y Villarino, 2014). Por ejemplo, diferentes autores (Bulánková, 1997, 2019; Corbet, 1993; Lliopoulou *et al.*, 2003; Catling, 2005) reconocen a los odonatos como buenos indicadores de la calidad del agua en los ecosistemas (Oertli, 2008). Ello se basa en que los odonatos poseen características ecológicas, conductuales y fisiológicas que los hace relativamente sensibles a cambios ambientales como la calidad de agua, el tipo de vegetación y las variaciones térmicas (Sánchez-Guillén *et al.*, 2016), que pueden alterar su ocurrencia y abundancia (Júniora *et al.*, 2015). Por ejemplo, uno de los mayores factores físicos que pueden limitar la distribución de especies de odonatos a lo largo de los ríos es la disponibilidad de oxígeno: las especies que requieren más oxígeno se limitan al agua que fluye más rápido en la corriente de orden inferior, y aquellas que pueden tolerar concentraciones de oxígeno más bajas se encuentran en áreas de orden y flujos lentos (Buss, *et al.*, 2002; Power, 2006). De igual forma, el incremento de la temperatura se asocia a una baja concentración de oxígeno disuelto asociado a la deforestación, lo cual afecta la producción de toda la comunidad y en particular a las larvas de los odonatos (Allan, 1995; Dodds, 2002).

Las larvas de cada especie son muy específicas en su habilidad para tolerar disturbios ambientales, además de ser particularmente vulnerables a las perturbaciones antropogénicas, especialmente aquellas que afectan la vegetación riparia (Clavijo-Calderón y Cázares-Rodríguez, 2016).

En esta tesis me propuse estudiar y describir el vínculo entre el fenómeno de deforestación y la pérdida de las áreas de distribución de algunas especies de odonatos en México, utilizando modelos de distribución como herramienta para inferir las consecuencias de la deforestación sobre estos organismos. Presento los resultados en dos capítulos, el primero publicado en la revista *Aquatic Insects*, mientras que el segundo se ha sometido y está bajo revisión en *European Journal of Entomology*.

Finalmente incluyo un artículo en el apéndice de la tesis, que es resultado de la estancia de investigación que realicé en el Centro de Investigación en Geografía Avanzada (CIGA) de Morelia sobre el tema de cambio de uso de suelo como una variable asociada al cambio climático.

OBJETIVO

Objetivo general

Desarrollar escenarios espaciales de deforestación para evaluar su impacto en la distribución de las especies de odonatos del suborden Anisoptera y Zygoptera estimando un gradiente de sensibilidad.

Objetivos particulares

1. Estimar el proceso de deforestación en el periodo de 2000 a 2012 a escala regional.
2. Modelar las distribuciones potenciales de las especies de odonatos del suborden Anisoptera y Zygoptera a escala regional para el periodo 1950-2000.
3. Evaluar el impacto de la deforestación en las diferentes especies de acuerdo con su grado de sensibilidad a la perturbación.
4. Desarrollar un índice de sensibilidad que integre el grado de sensibilidad al impacto de la deforestación.
5. Simular un escenario tendencial de deforestación para el año 2050 y su impacto en las distribuciones estimadas.



Fotografía Rocio Brito 2021

*Al final,
conservaremos lo que amamos.
Amaremos lo que entendemos.
Entenderemos lo que nos es enseñado.*

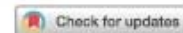
*Baba Dioum
Ambientalista y poeta senegalés, 1968.*

CAPÍTULO I


An index to estimate the vulnerability of damselflies and dragonflies (Insecta: Odonata)
to land use changes using niche modeling.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue recopilar e integrar la poca información conocida de los hábitos de ciertas especies de odonatos que se distribuyen en México y conformar un inventario de hábitats incluyendo información sobre sus nichos ecológicos (sensu Schmidt, 1991, Corbet, 1993), Para ello, se emplearon modelos de nicho ecológico y un índice de vulnerabilidad como una variable su sensibilidad al deterioro de los hábitats de los odonatos estudiados causado por el cambio de uso de suelo. La vulnerabilidad se definió en función de los hábitos de cada especie y su modelo de nicho ecológico. Para validar el índice de vulnerabilidad (IVO) se relacionó este con la tasa de cambio de la cobertura vegetal, con las preferencias de hábitat de cada especie y con la sensibilidad de las especies al deterioro del hábitat. Por lo tanto, la predicción fue que las especies más sensibles se restringirían a las áreas sin cambio en el uso del suelo. Los valores de IVO oscilaron entre un valor máximo de tres (es decir, el más sensible) y un valor mínimo de uno (el menos sensible). Contrario a lo esperado, los odonatos estudiados no presentaron una clara preferencia entre usos del suelo conservados y perturbados. Las pocas especies sensibles fueron 'resistentes', encontrándose en una amplia gama de tipos de uso de suelo. Así, nuestros resultados sugieren que, dichas especies pudieran ser más generalistas de lo que se pensaba.



An index to estimate the vulnerability of damselflies and dragonflies (Insecta: Odonata) to land use changes using niche modeling

Gerardo Rodríguez-Tapia^a, Maya Rocha-Ortega^b and Alex Córdoba-Aguilar^b 

^aUnidad de Geomática, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, México; ^bDepartamento de Ecología Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, México

ABSTRACT

We developed an index of vulnerability for odonates (IVO) that occurred predominantly in Mexico to assess land use change. Vulnerability was defined as a function of A) habits of the species and B) ecological niche models. Index validation was done by relating it to rate of vegetation cover change, with the habitat preferences of each species and with species' sensitivity to habitat deterioration. Thus, the most sensitive species would be found in areas with no change in land use. IVO values ranged from a maximum of three (i.e., the most sensitive) to a minimum of one (i.e., the least sensitive). As it was demonstrated in other studies, odonates did not show a clear preference between conserved and perturbed land uses. Interestingly, the few sensitive species were clearly resilient and can be found in a wide range of land use types, thus they may be more generalist than previously thought.

ARTICLE HISTORY

Received 29 October 2019
Accepted 8 June 2020

KEYWORDS

Habitat; biotic index; land use; Odonata; Mexico

Introduction

The degradation, loss of habitats and the resulting extinction processes are mainly caused by land use change, for example, from original vegetation to agricultural fields (Michelson, Clark, and Morrissey 2018). Land use change is not the only factor, as it can be accompanied by other stressful sources (e.g., invasive species; Ricciardi 2004; Clavero and García-Berthou 2005). The current rate of extinction is one of the most important threats to biodiversity (McDonald, Kareiva, and Forman 2008; Vörösmarty et al. 2010). In this context, there is an urgent need to analyse species' vulnerability to land use change (Martínez et al. 2009; Mantyka-Pringle et al. 2015; Zamora-Gutierrez, Pearson, Green, and Jones 2018).

While monitoring extinctions is a basic step in the pursuit of understanding the current environmental crisis (Dunn 2005), it is also a challenge given that there is an enormous number of organisms under threat, and many of the taxonomic groups in question are cryptic. For example, one estimate indicates about 100,000 of every

CONTACT Alex Córdoba-Aguilar  acordoba@ieecologia.unam.mx  Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 70-275, 04510 Mexico City, México.

© 2020 Informa UK Limited, trading as Taylor & Francis Group

million species could go extinct by the year 2050 due to habitat loss (Pimm and Raven 2000). Given that insects are the most diverse group known, the extinction rates will mostly affect these organisms (Kellert 1993). The habits of most insects are unknown, which does not help their conservation (Clausnitzer et al. 2009). Even worse, given that insects are less represented by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) than other animals (Samways 2009; Simaika and Samways 2009; Kalkman et al. 2010), they are more vulnerable than other taxonomic groups (e.g., vertebrates) within the legal framework for the protection of species in each country (Cardoso, Borges, Triantis, Ferrández, and Martín 2011).

Formally, a species' niche includes all of the resources present in the environment, the organism's adaptations to it, and the relationship between these two factors (Iloldi-Rangel and Escalante 2008). This understanding of niche and its possible projection onto the environment has been fundamental for a multitude of fields, including conservation biology for several taxonomic groups (e.g., mammals, Corsi, Duprè, and Boitani 1999; insects, Chefaoui, Hortal, and Lobo et al. 2005; birds, Peterson and Kluza 2005; plants, Mateo 2008; Soley-Guardia et al. 2016). For example, for Martínez-Méndez et al. (2016), niche modeling of 10 species of *Abies* Mill. allowed them to identify niche differentiation among species and promoted paths for protection and management by increasing areas for their conservation. A second example is Urbina-Cardona and Flores-Villela (2010). By modeling the distribution of endemic and threatened species of reptiles, these authors found that 47% of their potential areas of distribution had been deforested, affecting particular types of vegetation, mainly pine-oak forests, which are fundamental for their conservation.

One example in insects, which has been recently prioritized in terms of conservation, is the Odonata (Clausnitzer et al. 2009; Bried and Samways 2015). This order is divided into three suborders: Zygoptera, Anisoptera and Anisozygoptera (Dijkstra et al. 2013). Odonates are organisms with a complex life cycle, since their larval stage is completely aquatic while their adult stage is terrestrial. It is perhaps this use of different habitats that makes them vulnerable (Kutcher and Bried 2014). For example, while adults may find the necessary conditions to live in a particular habitat, this may not be the case for the eggs and/or larvae (Stoks and Córdoba-Aguilar 2012). In fact, the abundance and richness of species in the larval stage is reduced under land use change, while adult richness is similar but with a significant turnover after environmental change (Luke et al. 2017). Even so, using adult odonates is more common than using larvae or both larvae and adults because of the lack of taxonomic keys for larval stages. It is for this reason that the collection databases for these organisms are based essentially on records of adults.

The effects of land use change on the species of odonates are not random (e.g., Seidu, Nsor, Danquah, and Lancaster 2018; Rocha-Ortega, Rodríguez, and Córdoba-Aguilar 2019a,b). One example is the fact that larger odonates are more susceptible to disappearing (Suárez-Tovar, Rocha-Ortega, González-Voyer, González-Tokman and Córdoba-Aguilar 2019). One way to predict odonate vulnerability to land use change is based on a series of indices that demonstrate the capacity of resilience of different species, especially at the population and/or community level. For example, Chovanec and Waringer (2001) developed an Odonate Habitat Index (OHI) based on the values

of habitat preference and abundance of the selected species. On the other hand, Simaika and Samways (2009) developed the Dragonfly Biotic Index, based on distribution range, IUCN scores, and sensitivity to changes in vegetation area. These methods are highly useful when there is not enough information on the variables that affect or modify the presence of the species in an area of interest, also called a niche. However, there is relatively robust knowledge of odonate distributions based on collections from different parts of the world, which has allowed niche modeling of a relatively large number of species (reviewed by Collins and McIntyre 2015). Even so, to date no index has used an ecological niche as a tool to distinguish among species according to their large variety of habits (e.g., from generalists to specialists) and, therefore, predict the vulnerability of species to land use change. One related effort towards this was the study of Araújo, De Marco, Juen, and Tôrres (2020) which related the areas of niche models with anthropic activities in different species of the genus *Phyllocycla* Calvert, 1948 in Brazil. This study identified the areas with strong anthropic activity as stressors in the viability of different species (Araújo et al. 2020). One advantage of using niche modeling is that it reduces biases of other indices that mainly rely on the knowledge of specialists (as is the case of the IUCN criteria; Gerlach et al. 2014). Having information on the particular ecological attributes of a species allows the generation of criteria to define their level of vulnerability. Even so, the particular preferences of each species are frequently not included in the data shown for environmental variables such as temperature, precipitation, and humidity (Berthelsen et al. 2018; Golfieri, Surian, and Hardersen 2018; Keeley, Wood, and Pochon 2018).

As the first aim of this work, we develop and propose an index of vulnerability for odonates (IVO) to land use change for species that occur mainly in Mexico. We define vulnerability as the tolerance of a species to remain in a site after the transformation of its original vegetation. Therefore, vulnerability (i.e., how tolerant is species in regards to habitat perturbation) is a function of the habits (i.e., how ample is the ecological repertoire of a particular species; see examples in Material and methods) and the niche models of the selected odonate species. As the second objective, and to validate our index, we relate it to the rate of vegetation change at a national level. To do this, we related the habitat preference of each of the species based on its vulnerability, predicting that more sensitive species would be found in areas with no land use change.

Material and methods

Generalities of the index of vulnerability

The study area was delimited using the 2014 version of the map of Freshwater Ecoregions of the World generated by the WWF (www.feow.org), which consists of 426 units whose borders coincide with hydrological basins. An area was defined for each of the species considering the ecoregions where the collection sites were located. Then, we selected the maximum extent of the sites that had points. According to this procedure, our final study area consisted of 39 of these ecoregions (Figure 1), within which at least one of the 94 study species was found.

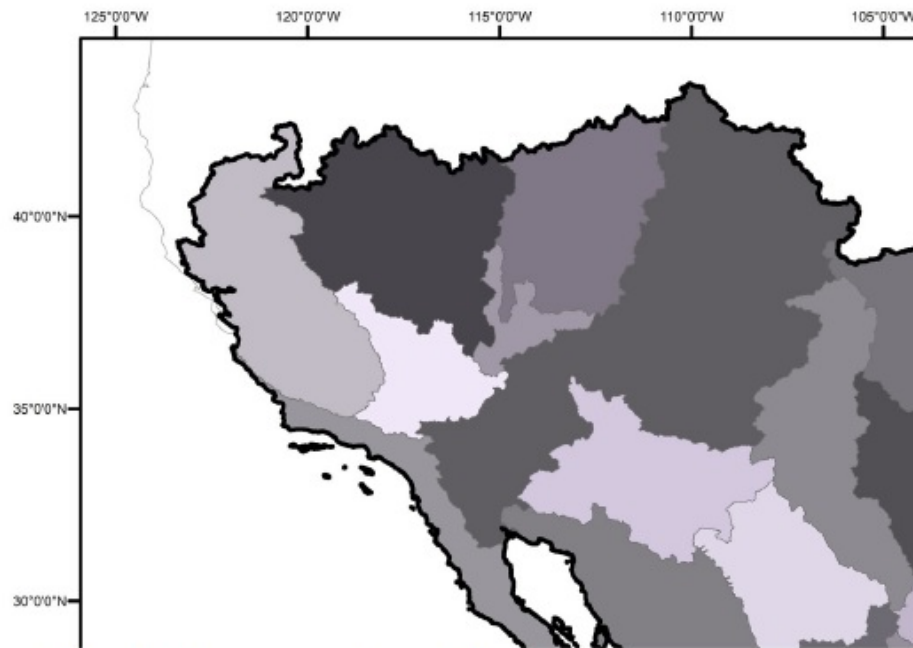


Figure 1. Map of the 39 ecoregions selected to define the study area.

Creation of the index of vulnerability for odonates (IVO)

We defined two variables that we considered fundamental to the ecological requirements and characteristics of each species. The first was ‘habits’ which refer to characteristics or breadth of use of habitat for different activities (see below for a description of this). This variable was divided into the following categories: a) data missing, b) generalists and c) specialists. The values we provided to each of these three categories were zero, one and two respectively. The second variable was ‘niche threshold’ which refers to the probability that a site will meet the optimal conditions of the species as a function of previously selected environmental variables, and which was divided into: a) minimal, b) low, c) medium, and d) high. The values for each of these four categories were four, three, two and one respectively (for values from both variables, see Table 1). To get the IVO, we added up both values and divided them by two ($\text{habits value} + \text{niche threshold value} / 2$). The values generated for the IVO were 3, 2.5, 2, 1.5 and 1, where three represents the most sensitive species while one represents the least sensitive (Table 2).

The criteria for defining the ranks of the variable ‘habits’ were based on consulting different experts separately by using a questionnaire where we asked them to define the habits of each species that allow us to categorise them as either generalist or specialist. This categorisation had to be based on the general knowledge of the species. Some examples of such general information were, for example, use of lentic waters, lotic water or both; whether adults show a relatively long or short flight period; and, whether animals use clean waters or vary in their water quality preference. However, experts varied in how much they knew the species and could widen their knowledge of habits with no restrictions. Although we requested this information from 15

Table 1. Description of each of the variables (based on the breadth use of habitat for 'habits' and the probability that a site will meet the optimal conditions for a species according to previously selected environmental variables for 'Niche threshold') and their respective values for the construction of the index of vulnerability for odonates (IVO).

Variable	Description	Value	Variable range	
Habits	Missing data	0	0	
	Generalist	1	1	
	Specialist	2	2	
Niche threshold	Minimal	4	0.032016	0.1199825
	Low	3	0.1199825	0.207949
	Intermediate	2	0.207949	0.2959155
	High	1	0.2959155	0.383882

specialists, we ended up gathering information only from two (Rosser W. Garrison and Natalia von Ellenrieder) to which we added information from one of us (AC-A). However, these three experts provided enough information for all species. Having gathered all data, we then compared and integrated their responses to generate a rank value for each category in cases in which the opinions of most of the experts consulted coincided. For the niche threshold variable, we constructed a database of 18,147 records corresponding to adults of 94 species of odonates of the suborders Anisoptera and Zygoptera (Table 2). The records of each species are from the GBIF (<https://www.gbif.org/>), supplemented by our own literature compilation (Córdoba-Aguilar and Rodríguez-Tapia 2019). Notice that GBIF contains all records included in other major odonate collection sites (i.e., Odonata Central [www.odonatacentral.org] and Conabio [www.conabio.gob.mx]). Note that all species' data come from websites specialised in biodiversity information. Thus, we did not collect or determine animals. For the cleaning of data we followed the protocols established by the Biodiversity Information Standard that focuses on the development of protocols for the exchange of biological and biodiversity data (e.g., Darwin Core [DwC]; Ecological Metadata Language [EML] and Biological Collection Access Service [BioCAsE]).

Notice that our index and habitat preference are based on adult odonate records since larval records are, as indicated before, far less common. Prior to the generation of niche models, we carried out data cleaning procedures for each species, since the data initially included redundant, repeated or clearly incorrect records. First, we used species that had at least 15 collection records. Second, we removed any second record of a species in the same pixel to reduce the weight of the probability of a pixel due to the repetition of the presence records. Notice that the size of each pixel is 1×1 km approximately which equals to 0.00833 degrees. This dimension has been successfully used to analyse beta diversity in Mexico (Rodríguez and Vázquez-Domínguez 2003; Rodríguez and Arita 2004). To remove repeated records, we generated a script in R that detects any pixels with more than one record in each raster layer. With this methodology, we left only unique points per pixel. The second process consisted of extracting the values of the environmental layers associated with each point. For this, we did a correlation analysis for each species to measure the direction of the relationship between environmental variables so that we could discard any redundant correlations. This data cleaning resulted in four species with 100% of their initial records remaining in the final records, 12 species with more than 50% of their initial records remaining (from 50% to 99%), 62 species with 10% to 49% of the initial records, and

Table 2. Values of each of the variables for the construction of the index of vulnerability for odonates (IVO) for each species.

Family	Species	Niche threshold	Habits	Sum of variables	IVO
Coenagrionidae	<i>Enallagma semicirculare</i> Selys, 1876	4	2	6	3
Aeshnidae	<i>Gynacantha nervosa</i> Rambur, 1842	4	1	5	2.5
Libellulidae	<i>Micrathyrina debilis</i> (Hagen, 1861)	4	1	5	2.5
Gomphidae	<i>Phyllogomphoides luisi</i> González-Soriano and Novelo-Gutiérrez, 1988	3	2	5	2.5
Gomphidae	<i>Progomphus borealis</i> McLachlan in Selys, 1873	4	1	5	2.5
Aeshnidae	<i>Anax junius</i> (Drury, 1773)	3	1	4	2
Coenagrionidae	<i>Apanisagrion lais</i> (Selys, 1876)	2	2	4	2
Lestidae	<i>Archilestes grandis</i> (Rambur, 1842)	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Argia anceps</i> Garrison, 1996	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Argia extranea</i> (Hagen, 1861)	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Argia pallens</i> Calvert, 1902	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Argia sedula</i> (Hagen, 1861)	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Enallagma civile</i> (Hagen, 1861)	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Enallagma praevarum</i> (Hagen, 1861)	2	2	4	2
Libellulidae	<i>Erythrodiplax funerea</i> (Hagen, 1861)	3	1	4	2
Calopterygidae	<i>Hetaerina sempronia</i> Hagen in Selys, 1853	2	2	4	2
Megapodagrionidae	<i>Heteragrion albifrons</i> Ris, 1918	2	2	4	2
Megapodagrionidae	<i>Heteragrion alienum</i> Williamson, 1919	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Leptobasis vacillans</i> Hagen in Selys, 1877	3	1	4	2
Lestidae	<i>Lestes tenuatus</i> Rambur, 1842	3	1	4	2
Libellulidae	<i>Libellula croceipennis</i> Selys, 1868	3	1	4	2
Pseudostigmatidae	<i>Megaloprepus caenulatus</i> (Drury, 1782)	2	2	4	2
Coenagrionidae	<i>Neoerythromma cultellatum</i> (Selys, 1876)	2	2	4	2
Libellulidae	<i>Orthemis discolor</i> (Bumeister, 1839)	3	1	4	2
Platystictidae	<i>Palaemnema desiderata</i> Selys, 1886	2	2	4	2
Platystictidae	<i>Palaemnema paulicoba</i> Calvert, 1931	2	2	4	2
Libellulidae	<i>Paltothemis lineatipes</i> Karsch, 1890	3	1	4	2
Libellulidae	<i>Perithemis intensa</i> Kirby, 1889	3	1	4	2
Gomphidae	<i>Phyllogomphoides apiculatus</i> Cook and González, 1990	2	2	4	2
Gomphidae	<i>Phyllogomphoides duodentatus</i> Donnelly, 1979	2	2	4	2
Gomphidae	<i>Phyllogomphoides pacificus</i> (Selys, 1873)	2	2	4	2
Gomphidae	<i>Phyllogomphoides suasus</i> (Selys, 1859)	2	2	4	2
Gomphidae	<i>Progomphus clendoni</i> Calvert, 1905	2	2	4	2
Protoneuridae	<i>Protoneura corculum</i> Calvert, 1907	2	2	4	2
Libellulidae	<i>Pseudoleon superbus</i> (Hagen, 1861)	3	1	4	2
Coenagrionidae		2	1	3	1.5

(continued)

Table 2. Continued.

Family	Species	Niche threshold	Habits	Sum of variables	IVO
	<i>Acanthagrion quadratum</i> Selys, 1876				
Coenagrionidae	<i>Argia cuprea</i> (Hagen, 1861)	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia fissa</i> Selys, 1865	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia frequentula</i> Calvert, 1907	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia garrisoni</i> Daigle, 1991	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia gaumeri</i> Calvert, 1907	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia harknessi</i> Calvert, 1899	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia immunda</i> (Hagen, 1861)	2	1	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia plana</i> Calvert, 1902	2	1	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia rhoadsi</i> Calvert, 1902	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia tarascana</i> Calvert, 1902	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia tezpi</i> Calvert, 1902	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia ulmeca</i> Calvert, 1902	1	2	3	1.5
Polythoridae	<i>Cora marina</i> Selys, 1868	1	2	3	1.5
Libellulidae	<i>Dythemis nigrescens</i> Calvert, 1899	2	1	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Enallagma novaehispaniae</i> Calvert, 1907	1	2	3	1.5
Gomphidae	<i>Erpetogomphus elaps</i> Selys, 1858	1	2	3	1.5
Libellulidae	<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775)	2	1	3	1.5
Libellulidae	<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	3	1.5
Calopterygidae	<i>Hetaerina cruentata</i> (Rambur, 1842)	1	2	3	1.5
Calopterygidae	<i>Hetaerina occisa</i> Hagen in Selys, 1853	1	2	3	1.5
Calopterygidae	<i>Hetaerina</i> → <i>titia</i> (Drury, 1773)	1	2	3	1.5
Calopterygidae	<i>Hetaerina vulnerata</i> Hagen in Selys, 1853	2	1	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Ischnura capreolus</i> (Hagen, 1861)	2	1	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Ischnura denticollis</i> (Bumeister, 1839)	1	2	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Ischnura ramburii</i> (Selys in Sagra, 1857)	2	1	3	1.5
Pseudostigmatidae	<i>Mecistogaster modesta</i> Selys, 1860	1	2	3	1.5
Platystictidae	<i>Palaemnema paulitoiyaca</i> Calvert, 1931	1	2	3	1.5
Protoneuridae	<i>Protoneura cupida</i> Calvert, 1903	1	2	3	1.5
Aeshnidae	<i>Rhionaeschna multicolour</i> (Hagen, 1861)	2	1	3	1.5
Libellulidae	<i>Tauriphila azteca</i> Calvert, 1906	1	2	3	1.5
Aeshnidae	<i>Triacanthagyna septima</i> (Selys, 1857)	2	1	3	1.5
Coenagrionidae	<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865	1	1	2	1
Coenagrionidae	<i>Argia oenea</i> Hagen in Selys, 1865	1	1	2	1
Coenagrionidae	<i>Argia pulla</i> Hagen in Selys, 1865	1	1	2	1
Coenagrionidae	<i>Argia translata</i> Hagen in Selys, 1865	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Brechmorhoga praecox</i> (Hagen, 1861)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Brechmorhoga vivax</i> Calvert, 1906	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Cannaphila insularis</i> Kirby, 1889	1	1	2	1
Aeshnidae	<i>Coryphaeschna adnexa</i> (Hagen, 1861)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Dythemis sterilis</i> Hagen, 1861	1	1	2	1

(continued)

Table 2. Continued.

Family	Species	Niche threshold	Habits	Sum of variables	IVO
Libellulidae	<i>Erythemis plebeja</i> (Bumeister, 1839)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Erythrodiplax fervida</i> (Erichson in Schomburgk, 1848)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Erythrodiplax fusca</i> (Rambur, 1842)	1	1	2	1
Calopterygidae	<i>Hetaerina americana</i> (Fabricius, 1798)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Macrothemis inequiunguis</i> Calvert, 1895	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Macrothemis pseudimitans</i> Calvert, 1898	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Micrathyria aequalis</i> (Hagen, 1861)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Micrathyria didyma</i> (Selys in Sagra, 1857)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Micrathyria hagenii</i> Kirby, 1890	1	1	2	1
Protoneuridae	<i>Neoneura amelia</i> Calvert, 1903	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Orthemis ferruginea</i> (Fabricius, 1775)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Perithemis domitia</i> (Drury, 1773)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Perithemis mooma</i> Kirby, 1889	1	1	2	1
Protoneuridae	<i>Protoneura cara</i> Calvert, 1903	1	1	2	1
Aeshnidae	<i>Rhionaeschna psilus</i> (Calvert, 1947)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Sympetrum illotum</i> (Hagen, 1861)	1	1	2	1
Coenagrionidae	<i>Telebasis salva</i> (Hagen, 1861)	1	1	2	1
Libellulidae	<i>Tramea onusta</i> Hagen, 1861	1	1	2	1

finally, 16 species with less than 10% of the initial records. Finally, we carried out a principal components analysis to obtain groups of uncorrelated variables. With this, we obtained 10 species with three components, 34 species with four components and 50 species with five components, which we later used to generate the potential distribution models. In this way, we generated distribution models for each of the 94 species using MaxEnt (Phillips, Anderson, and Schapire 2006), which were then used to generate richness maps (Figure 2). For this, we took the individual areas that were defined previously and the group of variables resulting from the principal components analysis. We used the following parameters: 1000 iterations, random seeds, 20 replicates, and 25% of the records for model validation. The validation consisted of contrasting the model predictions with the data, considered independent, to obtain a measure of the significance and performance of the model, in other words, its ability to correctly classify new data. Each model was reclassified using a threshold value of 0.6 to binary values according to reports in the literature (Anderson 2003; Pearson et al. 2006; Veloz 2009). Then, the models were converted into ascii format and exported into ArcMap 10.2.1 (Esri 1998). The Maxent predictions for each cell analysed makes reference to accumulative values, representing as a percentage the probability value for the cell in question and all that have equal or lesser probability values. Thus, a cell with a value of 100 is the most suitable while cells with values close to zero are the least suitable within the study area (Phillips et al. 2006). In this way, the probability values of the potential distribution models of the 94 species

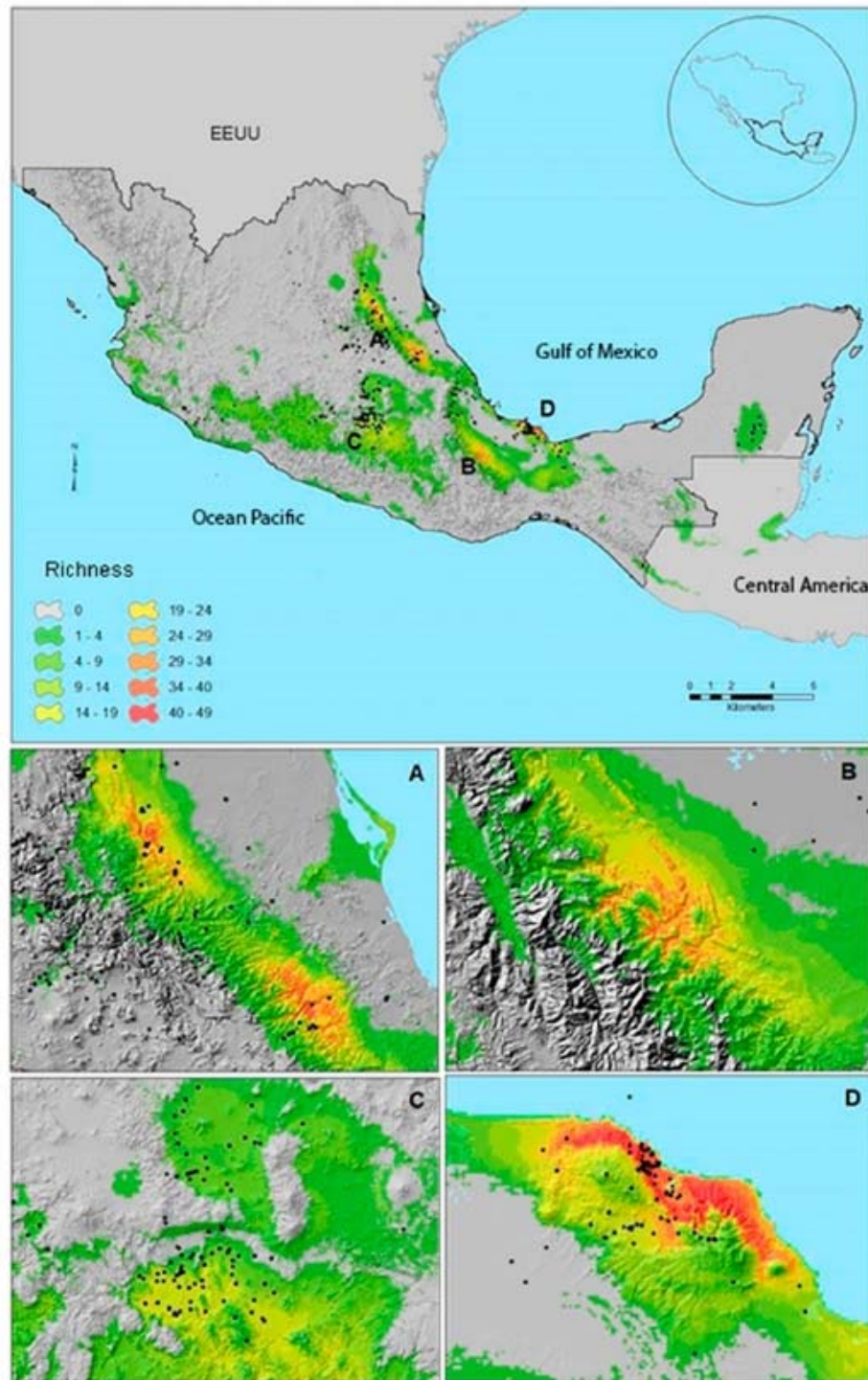


Figure 2. Species richness (red to green shading) according to niche models. Black points indicate collection records.

ranged from 0.63 to 0.98 for the upper ranks and between 0.26 and 0.000000389 for the lower ranks. We then classified the resulting values which ranged from 0.032 to 0.383 to generate four categories – high, intermediate, low, and minimal – which were assigned ranks one, two, three and four respectively (see Table 1). The environmental layers to generate the potential distribution models were taken from Worldclim (<http://www.worldclim.org/>) and corresponded to 19 environmental variables of precipitation and temperature. In addition, we used topographical, flow, and slope variables from (<https://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K>).

Relationship between vulnerability and land use

We used the VI series of vegetation types from the Mexican National Institute of Geography (*Instituto Nacional de Geografía de México*, INEGI) (INEGI 2017). This series allowed us observing changes in vegetation in the sites where the species records were located (for an example of this, see Rocha-Ortega et al. 2019a,b), and where the distribution models coincided. The 181 land use classifications that are considered in the VI series were reduced to only ten optimal land use categories which were classified as class two (Tables 3 and 4). This was because we combined similar categories in order to facilitate the interpretation and management of the model. We then measured the relative coincidence that resulted from overlapping each species' map with any of the ten vegetation types to get a probability value of such overlapping. Notice that we used vegetation maps whose time of elaboration that closely matched to that when odonates were collected. According to this, we predicted that species with high IVO values (that is, more sensitive species) would be more frequently found in sites with unchanged land use, and vice versa for species with low IVO values. The logic of this prediction is that high sensitive species will not tolerate well changes in land use, while low sensitive species can adapt well to such changes.

Results

IVO values

As shown in Tables 3 and 4, the IVO values are arranged in descending order, such that values of three of the IVO corresponded to just 1% of all of the species, IVO values of 2.5 corresponded to 4.2%, IVO values of two corresponded to 32%, IVO values of 1.5 corresponded to 34% and finally, the lowest IVO value of one corresponded to 28.7% of the total species. In general, *Enallagma semicirculare* Selys, 1876 had the highest IVO value of three. Four species (*Gynacantha nervosa* Fraser, 1933, *Micrathyria debilis* (Hagen, 1861), *Phyllogomphoidesluisi* González-Soriano and Novelo-Gutiérrez, 1988, and *Progomphus borealis* McLachlan, 1873) had an IVO value of 2.5; 30 species had an IVO value of two; 32 species had an IVO value of 1.5; and finally, 27 species had an IVO value of one (Tables 3 and 4).

Table 3. Species that are not present in any optimal land use category and their IVO.

Species	IVO
<i>Argia pulla</i> Hagen in Selys, 1865	1.0
<i>Brechmorhoga vivax</i> Calvert, 1906	1.0
<i>Coryphaeschna adnexa</i> (Hagen, 1861)	1.0
<i>Erythemis plebeja</i> (Burmeister, 1839)	1.0
<i>Erythrodiplax fusca</i> (Rambur, 1842)	1.0
<i>Macrothemis inequiunguis</i> Calvert, 1895	1.0
<i>Micrathyrina didyma</i> (Selys in Sagra, 1857)	1.0
<i>Neoneura amelia</i> Calvert, 1903	1.0
<i>Perithemis domitia</i> (Drury, 1773)	1.0
<i>Perithemis moama</i> Kirby, 1889	1.0
<i>Protoneura cara</i> Calvert, 1903	1.0
<i>Rhionaeschna psilus</i> (Calvert, 1947)	1.0
<i>Tamea onusta</i> Hagen, 1861	1.0
<i>Argia gaumeri</i> Calvert, 1907	1.5
<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775)	1.5
<i>Ischnura capreolus</i> (Hagen, 1861)	1.5
<i>Triacanthagyna septimal</i> (Selys, 1857)	1.5
<i>Argia pallens</i> Calvert, 1902	2.0
<i>Erythrodiplax funerea</i> (Hagen, 1861)	2.0
<i>Heteragrion alienum</i> Williamson, 1919	2.0
<i>Lestes tenuatus</i> Rambur, 1842	2.0
<i>Argia harknessi</i> Calvert, 1899	2.0
<i>Argia tezpi</i> Calvert, 1902	2.0
<i>Neoerythromma cuitellatum</i> (Selys, 1876)	2.0
<i>Palaemnema desiderata</i> Selys, 1886	2.0
<i>Perithemis intense</i> Kirby, 1889	2.0
<i>Phyllogomphoides apiculatus</i> Cook and González, 1990	2.0
<i>Phyllogomphoides duodentatus</i> Donnelly, 1979	2.0
<i>Phyllogomphoides pacificus</i> (Selys, 1873)	2.0
<i>Progomphus clendonii</i> Calvert, 1905	2.0
<i>Protoneura corculum</i> Calvert, 1907	2.0
<i>Gynacantha nervosa</i> Rambur, 1842	2.5
<i>Micrathyrina debilis</i> (Hagen, 1861)	2.5
<i>Phyllogomphoides luisi</i> González-Soriano and Novelo-Gutiérrez, 1988	2.5
<i>Progomphus borealis</i> McLachlan in Selys, 1873	2.5

Relationship between IVO and land use change

The land use categories with the most species were those that were grouped into the secondary category, with 94 species (Figure 3). For the constructed urban land use and cultivated grassland land use, we found 88 species occupying each. The next 18 land use categories recorded between 11 and 60 species. Finally, the land use categories that had ten or fewer species were annual and permanent irrigation-based agriculture, crassicaul scrublands, rosette scrublands, sarcocaule scrublands, pine-oak forest, mangrove, submontane scrubland, cultivated forest, and oyamel and *Thalia* forests (Figure 3).

A total of 35 species was found in modified land use types (category 2), while the remaining 59 species were found in at least one conserved land use type (Table 4). As such, the proportion of species and their relationship to IVO categories was as follows: 25.4% (15 spp.) of species with an IVO value of 1.0 were found in the most conserved land use types; 40.7% (24 spp.) of species with an IVO value of 1.5 were found in the most conserved land use types; 32.2% (19 spp.) of species with an IVO value of 2.0 were also found in the most conserved land use types; and finally, 6.1% (4 spp.) of species with an IVO value of 2.5 were found in the most conserved land use types.

Table 4. Species present in at least one optimal land use category and their IVO.

Species	IVO
<i>Acanthagrion quadratum</i> Selys, 1876	1.0
<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865	1.0
<i>Argia oenea</i> Hagen in Selys, 1865	1.0
<i>Argia translata</i> Hagen in Selys, 1865	1.0
<i>Brechmorhoga praecox</i> (Hagen, 1861)	1.0
<i>Cannaphila insularis</i> Kirby, 1889	1.0
<i>Dythemis sterilis</i> Hagen, 1861	1.0
<i>Erythrodiplax fenvida</i> (Erichson in Schomburgk, 1848)	1.0
<i>Hetaerina americana</i> (Fabricius, 1798)	1.0
<i>Macrothemis pseudimitans</i> Calvert, 1898	1.0
<i>Micrathyria aequalis</i> (Hagen, 1861)	1.0
<i>Micrathyria hagenii</i> Kirby, 1890	1.0
<i>Orthemis ferruginea</i> (Fabricius, 1775)	1.0
<i>Sympetrum illotum</i> (Hagen, 1861)	1.0
<i>Telebasis salva</i> (Hagen, 1861)	1.0
<i>Argia cuprea</i> (Hagen, 1861)	1.5
<i>Argia fissa</i> Selys, 1865	1.5
<i>Argia frequentula</i> Calvert, 1907	1.5
<i>Argia immunda</i> (Hagen, 1861)	1.5
<i>Argia plana</i> Calvert, 1902	1.5
<i>Argia rhoadsi</i> Calvert, 1902	1.5
<i>Argia tarascana</i> Calvert, 1902	1.5
<i>Argia ulmea</i> Calvert, 1902	1.5
<i>Cora marina</i> Selys, 1868	1.5
<i>Dythemis nigrescens</i> Calvert, 1899	1.5
<i>Enallagma civile</i> (Hagen, 1861)	1.5
<i>Enallagma novaehispaniae</i> Calvert, 1907	1.5
<i>Epetogomphus elaps</i> Selys, 1858	1.5
<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	1.5
<i>Hetaerina cruentata</i> (Rambur, 1842)	1.5
<i>Hetaerina occisa</i> Hagen in Selys, 1853	1.5
<i>Hetaerina titia</i> (Drury, 1773)	1.5
<i>Hetaerina vulnerata</i> Hagen in Selys, 1853	1.5
<i>Ischnura denticollis</i> (Burmeister, 1839)	1.5
<i>Ischnura ramburii</i> (Selys in Sagra, 1857)	1.5
<i>Mecistogaster modesta</i> Selys, 1860	1.5
<i>Palæmnema paulitoiyaca</i> Calvert, 1931	1.5
<i>Protoneura cupida</i> Calvert, 1903	1.5
<i>Rhionaeschna multicolor</i> (Hagen, 1861)	1.5
<i>Anax junius</i> (Drury, 1773)	2.0
<i>Apanisagrion lais</i> (Selys, 1876)	2.0
<i>Archilestes grandis</i> (Rambur, 1842)	2.0
<i>Argia anceps</i> Garrison, 1996	2.0
<i>Argia extranea</i> (Hagen, 1861)	2.0
<i>Argia sedula</i> (Hagen, 1861)	2.0
<i>Argia garrisoni</i> Daigle, 1991	2.0
<i>Tauriphila azteca</i> Calvert, 1906	2.0
<i>Enallagma praevarum</i> (Hagen, 1861)	2.0
<i>Hetaerina sempronia</i> Hagen in Selys, 1853	2.0
<i>Heteragrion albifrons</i> Ris, 1918	2.0
<i>Leptobasis vacillans</i> Hagen in Selys, 1877	2.0
<i>Libellula croceipennis</i> Selys, 1868	2.0
<i>Megaloprepus caeruleatus</i> (Drury, 1782)	2.0
<i>Orthemis discolor</i> (Burmeister, 1839)	2.0
<i>Palæmnema paulicoba</i> Calvert, 1931	2.0
<i>Paltothemis lineatipes</i> Karsch, 1890	2.0
<i>Phyllogomphoides suasus</i> (Selys, 1859)	2.0
<i>Pseudoleon superbus</i> (Hagen, 1861)	2.0
<i>Enallagma semicirculare</i> Selys, 1876	3.0

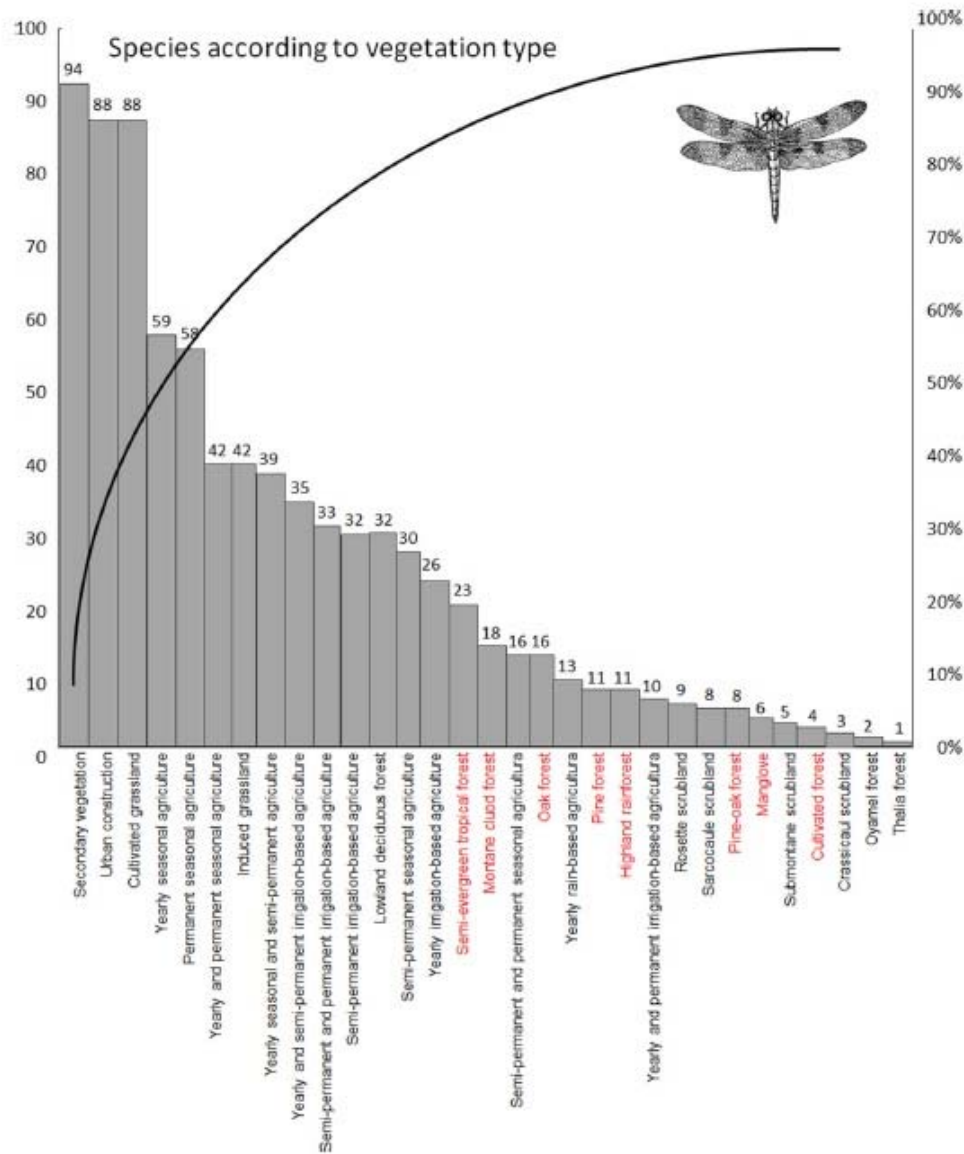


Figure 3. Species richness by type of vegetation. Names in red show the 10 categories of land use with conserved vegetation taken from the INEGI Series VI. The black curve indicates the accumulation of analysed species.

On the other hand, the remaining 59 species that were found in a least one conserved land use type (also called 'optimal') were distributed as follows: 25.4% of species with an IVO value of 1, 40.7% of species with an IVO value of 1.5, 32.2% of species with an IVO value of two, and finally, 1.7% of those with a IVO value of three, which corresponded to a single species. The IVO, therefore, indicated a large number of species that was well adapted to disturbed areas. In general, the species richness decreased from areas with a secondary vegetation land use to urban areas.

Discussion

Most species had distributions in the optimal land use types. This suggests that some proportion of the species that we currently place in category 1 could be more generalist than previously thought. In fact, we found that there are some species that can be found in transformed areas, secondary vegetation, and conserved areas. With respect to the relationship between IVO and land use, 35 species were not found in any of the better conserved land use types. This again suggests that these species are perhaps quite tolerant and may easily adapt to apparently unfavorable areas or land use types. One example is the cases of *Enallagma semicirculare* (IVO = 3) or *Gynacantha nervosa* (IVO = 2.5) which may have been widely distributed in the past (judging by their distribution in both Texas and Colima, Mexico in the case of the first species; or Florida and Jalisco, Mexico for the second), they are now less common but in a wide variety of land use types. On the other hand, we recorded that 59 species are found in at least one optimal land use type. However, these species are also present in areas or land use types that may initially seem unfavorable. This is not surprising as several studies have emphasized the plasticity of odonates to land use changes (de Oliveira-Junior et al. 2015; Calvão, Nogueira, de Assis Montag, Lopes and Juen 2016; Rocha-Ortega et al. 2019a,b). In fact, one study on Mexican odonates using a similar group of species but in two different time periods (Rocha-Ortega et al. 2019a), found that odonates were fairly tolerant and thus remained in the same place even when the place was under intense use or have undergone severe modification. This study also found an important species turnover, which explains why richness does not change much despite land use change (Rocha-Ortega et al. 2019a). Such species turnover can be explained by the fairly general habits that odonates have. For example, even when some species can use lentic or lotic waters or vary in the adult flight period (as our questionnaire showed), dietary requirements are not species-specific (e.g., Johnson and Crowley 1989). This provides certain resilience to moderate environmental changes, if not extreme ones (e.g., Cuevas-Yáñez, Benítez, Rocha-Ortega, and Córdoba-Aguilar 2017).

It is worth reflecting on the different methodological aspects of our index. We selected our variables considering several criteria, which must be available. A) Ecological information must be at hand for the majority of the species. In the case of habits, as we defined it, experts should be informed of the general behavioral and/or ecological characteristics. For example, as in our questionnaire, whether each species uses lotic and lentic waters (or both) and whether adults have a short or a long-time window of occurrence. B) Each species must have sufficient presence records that are well determined both geographically and taxonomically to generate a niche threshold based on collection intensity. C) There must be a way to measure the susceptibility to disturbance, at least qualitatively.

It is also worth discussing the minor differences shown by the species to group them into sensitive or not sensitive, which is mostly due to the lack of information. Evidence of just how little information exists for odonates is the fact that the majority of species have not been categorized according to IUCN criteria (Suárez-Tovar et al. 2019). Further, and unlike other countries, there is no IUCN-equivalent evaluation under Mexican law. That insects suffer of a lack of information that prevent conservation practices, is a common problem (Cardoso et al. 2011). Odonates are not the worst in this

respect, as they are a relatively well-known group ecologically (reviewed in Bybee et al. 2016). In fact, there are current efforts to show biological information (e.g., phenotypic traits) as an open source reference (Waller, Willink, Tschol, and Svensson 2019). Another issue is that each species should have enough presence data that are well-determined both geographically and taxonomically to generate a niche threshold value based on collection intensity. In this respect, while odonates have been collected profusely in several countries, the number of records may not be sufficient for most world regions (Collins and McIntyre 2015). Can the above arguments make our index non-viable? Not really but our index should be carefully weighed to determine its applicability. Moreover, users have to be aware that each index has its restrictions.

Our study also deserves discussion in a local context. The dynamics of population growth and development in Mexico has caused significant changes to the distribution and state of vegetation (e.g., Challenger and Dirzo 2009) and availability and quality of inland water bodies (e.g., Magaña and Conde 2000) due to stressors such as the expansion of agricultural and urban areas (Vester et al. 2007). As a consequence, trends indicate that much of the ideal habitat for odonates (Rocha-Ortega et al. 2019b) and invertebrates in general (Rocha-Ortega and Córdoba-Aguilar 2019) is deteriorating in Mexico. As mentioned above, even if odonates are tolerant to moderate environmental changes (Cuevas-Yáñez et al. 2017), this resilience can no longer protect them if a certain threshold of land use change is passed (Cuevas-Yáñez et al. 2017; Rocha-Ortega et al. 2019b), especially if such land change is accompanied by changes in ambient temperature that can be harmful for odonates (Rocha-Ortega, Rodríguez, Bried, Abbott, and Córdoba-Aguilar, 2020). One example is the case of environments where the water bodies have been overexploited, leaving little water available. One site that illustrates this is different areas in the northern region of the country (Contreras-Balderas and Lozano-Vilano 1996), where water has been extracted for human and livestock use. This led to a local mass extinction of fish, crayfish, and snails (Contreras-Balderas and Lozano-Vilano 1996). These extinctions have probably led to severe transformations in the invertebrate aquatic biota, which may have filtered odonate species. In other words, the most sensitive species may have gone extinct already. Although this is an example, similar situations may prevail in other Mexican areas.

Acknowledgements

We thank Rosser W. Garrison and Natalia von Ellenrieder for kindly providing species' information for our index construction, as well as three reviewers for providing key comments.

Disclosure statement


Authors confirm not to have any conflict of interests.

Funding

The first author thanks the Doctorate in Biomedicine program of the Autonomous National University of Mexico (Programa de Doctorado en Ciencias Biomédicas, UNAM). Gerardo Rodríguez-Tapia is a doctoral student from the Programa de Doctorado en Ciencias

Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Funding for this study was provided by a grant from PAPIIT DGAPA IN206618.

ORCID

Alex Córdoba-Aguilar  <http://orcid.org/0000-0002-5978-1660>

References

- Anderson, R.P. (2003), 'Real vs Artefactus Absences in Species Distribution: Test for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela', *Journal of Biogeography*, 30, 591–605.
- Araújo, M.F.A., De Marco, P., Juen, L., and Tôrres, N.M. (2020), 'Vulnerability of Phyllocyca Species (Odonata: Gomphidae) to Current and Planned Anthropic Activities by the Brazilian Government', *Neotropical Entomology*, 49, 24–29.
- Berthelsen, A., Atalah, J., Clark, D., Goodwin, E., Patterson, M., and Sinner, J. (2018), 'Relationship between Biotic Índices, Multiple Stressors and Natural Variability in New Zealand Estuaries', *Ecological Indicators*, 85, 634–643.
- Bried, J.T., and Samways, M.J. (2015), 'A Review of Odonatology in Freshwater Applied Ecology and Conservation Science', *Freshwater Science*, 34, 1023–1031.
- Bybee, S., Córdoba-Aguilar, A., Duryea, M.C., Futahashi, R., Hansson, B., Lorenzo-Carballa, M.O., Childer, R., Stoks, R., Suvorov, A., Svensson, E.L., Swaegers, J., Takahashi, Y., Watts, P.C., and Wellenreuther, M. (2016), 'Odonata (Dragonflies and Damselflies) as a Bridge between Ecology and Evolutionary Genomics', *Frontiers in Zoology*, 13, 46.
- Calvão, L.B., Nogueira, D.S., de Assis Montag, L.F., Lopes, M.A., and Juen, L. (2016), 'Are Odonata Communities Impacted by Conventional or Reduced Impact Logging?', *Forest Ecology and Management*, 382, 143–150.
- Cardoso, P., Borges, P.A.V., Triantis, K.A., Ferrández, M.A., and Martín, J.L. (2011), 'Adapting the IUCN Red List Criteria for Invertebrates', *Biological Conservation*, 144, 2432–2440.
- Challenger, A., and Dirzo, R. (2009), *Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en Capital Natural de México, Vol. II y Tendencias de Cambio*. Mexico City: CONABIO, pp. 37–73.
- Chefaoui, R.M., Hortal, J., and Lobo, J.M. (2005), 'Potential Distribution Modelling, Niche Characterization and Conservation Status Assessment Using GIS Tools: A Case Study of Iberian *Cropis* Species', *Biological Conservation*, 122, 327–338.
- Chovanec, A., and Waringer, J. (2001), 'Ecological Integrity of River-Flodplain Systems-Assessment by Dragonfly Surveys (Insecta: Odonata)' *Regulated Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 493–507.
- Clausnitzer, V., Kalkman, V.J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bedjanič, M., Darwall, W.R.T., Dijkstra, K.-D. B., Dow, R., Hawking, J., Karube, H., Malikova, E., Paulson, D., Schütte, K., Suhling, F., Villanueva, R.J., Ellenrieder, N., and Wilson, K. (2009), 'Odonata Enter the Biodiversity Crisis Debate: The First Global Assessment of an Insect Group', *Biological Conservation*, 142, 1864–1869.
- Clavero, M., and García-Berthou, E. (2005), 'Invasive Species Are a Leading Cause of Animal extinctions', *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 110.
- Collins, S.D., and McIntyre, N.E. (2015), 'Modeling the Distribution of Odonates: A Review', *Freshwater Science*, 34, 1144–1158.
- Contreras-Balderas, S., and Lozano-Vilano, M.L. (1996), 'Extinction of Most Sandia and Potosí Valleys (Nuevo León, Mexico) Endemic Pupfishes, Crayfishes, and Snails', *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 7, 33–40.

- Córdoba-Aguilar, A., and Rodríguez-Tapia, G. (2019), 'Modelación de las especies de odonatos en México'. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Final Report SNIB-CONABIO, Project No. JM006. Mexico City.
- Corsi, F., Duprè, E., and Boitani, L. (1999), 'A Large-Scale Model of Wolf Distribution in Italy for Conservation Planning', *Conservation Biology*, 13, 150–159.
- Cuevas-Yáñez, K., Benítez, M., Rocha, M., and Córdoba-Aguilar, A. (2017), 'Large-Scale Human Environmental Intervention Is Related to a Richness Reduction in Mexican Odonates', *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 664–673.
- de Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y., Gardner, T.A., Hughes, R.M., de Marco Júnior, P., and Juen, L. (2015), 'Neotropical Dragonflies (Insecta: Odonata) as Indicators of Ecological Condition of Small Streams in the Eastern Amazon', *Austral Ecology*, 40, 733–744.
- Dijkstra, K.D.B., Bechly, G., Bybee, S.M., Dow, R.A., Dumont, H.J., Fleck, G., Garrison, R.W., Hämäläinen, M., Kalkman, V.J., Karube, H., May, M.L., Orr, A.G., Paulson, D.R., Rehn, A.C., Theischinger, G., Trueman, J.W.H., Tol, J., Ellenrieder, N., and Ware, J. (2013), 'The Classification and Diversity of Dragonflies and Damselflies (Odonata)', *Zootaxa*, 3703, 36–45.
- Dunn, R.R. (2005), 'Modern Insect Extinctions, the Neglected Majority', *Conservation Biology*, 19, 1030–1036.
- Esri (1998), ArcView 3.1 GIS. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Gerlach, J., Samways, M.J., Hochkirch, A., Seddon, M., Cardoso, P., Clausnitzer, V., Cumberlidge, N., Daniel, B.A., Hoffman Black, S., Ott, J., and Williams, P.H. (2014), 'Prioritizing Non-Marine Invertebrate Taxa for Red Listing', *Journal of Insect Conservation*, 18, 573–586.
- Golfieri, B., Surian, N., and Hardersen, S. (2018), 'Towards a More Comprehensive Assessment of River Corridor Conditions: A Comparison between the Morphological Quality Index and Three Biotic Indices', *Ecological Indicators*, 84, 525–534.
- Illoldi-Rangel, P., and Escalante, T. (2008), 'De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica', *Biogeografía*, 3, 7–12.
- INEGI (2017), *Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1: 250,000 serie IV/Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. México: INEGI, (vii), pp. 204.
- Johnson, D.M., and Crowley, P.H. (1989), 'A Ten-Year Study of the Odonate Assemblage of Bays Mountain Lake, Tennessee', *Advances in Odonatology*, 4, 27–43.
- Kalkman, V.J., Boudot, J.-P., Bernard, R., Conze, K.-J., De Knijf, G., Dyatlova, E., Ferreira, S., Jović, M., Ott, J., Riservato, E., and Sahlén, G. (2010), *European Red List of Dragonflies*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. pp. 40.
- Keeley, N., Wood, S.A., and Pochon, X. (2018), 'Development and Preliminary Validation of a Multi-Trophic Metabarcoding Biotic Index for Monitoring Benthic Organic Enrichment', *Ecological Indicators*, 85, 1044–1057.
- Kellert, S.R. (1993), 'Values and Perceptions of Invertebrates', *Conservation Biology*, 7, 845–855.
- Kutcher, T.E., and Bried, J.T. (2014), 'Adult Odonata Conservatism as an Indicator of Freshwater Wetland Condition', *Ecological Indicators*, 38, 31–39.
- Luke, S.H., Dow, R.A., Butler, S., Khen, C.V., Aldridge, D.C., Foster, W.A., and Turner, E.C. (2017), 'The Impacts of Habitat Disturbance on Adult and Larval Dragonflies (Odonata) in Rainforest Streams in Sabah, Malaysian Borneo', *Freshwater Biology*, 62, 491–506.
- Magaña, V.O., and Conde, C. (2000), 'Climate and Freshwater Resources in Northern Mexico: Sonora, a Case Study', *Environmental Monitoring and Assessment*, 61, 167–185.
- Mantyka-Pringle, C.S., Visconti, P., Di Marco, M., Martin, T.G., Rondinini, C., and Rhodes, J.R. (2015), 'Climate Change Modifies Risk of Global Biodiversity Loss Due to Land-Cover Change', *Biological Conservation*, 187, 103–111.
- Martínez, M.L., Pérez-Maqueo, O., Gabriela Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., Equihua, M., and Landgrave, R. (2009), 'Effects of Land Use Change on Biodiversity and Ecosystem Services in Tropical Montane Cloud Forests of Mexico', *Forest Ecology and Management*, 258, 1856–1863.

- Martínez-Méndez, N., Aguirre-Planter, E., Eguiarte, L.E., and Jaramillo-Correa, J.P. (2016), 'Ecological Niche Modeling of Species of the Genus *Abies* (Pinaceae) in Mexico: Some Taxonomic Implications and for Conservation', *Botanical Sciences*, 94, 5–371.
- Mateo, G.R. (2008), 'Modelos predictivos de riqueza de diversidad vegetal. Comparación y optimización de métodos de modelado ecológico'. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- McDonald, R.I., Kareiva, P., and Forman, R.T. (2008), 'The Implications of Current and Future Urbanization for Global Protected Areas and Biodiversity Conservation', *Biological Conservation*, 141, 1695–1703.
- Michelson, C.I., Clark, R.G., and Morrissey, C.A. (2018), 'Agricultural Land Cover Does Not Affect the Diet of Tree Swallows in Wetland-Dominated Habitats', *The Condor*, 120, 751–764.
- Pearson, R.G., Thuiller, W., Araújo, M.B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C., Miles, L., Segurado, P., Dawson, T.P., and Lees, D.C. (2006), 'Model-Based Uncertainty in Species Range Prediction', *Journal of Biogeography*, 33, 1704–1711.
- Peterson, A.T., and Kluza, D.A. (2005), 'Ecological Niche Modelling as a New Paradigm for Large-Scale Investigations of Diversity and Distributions of Birds', *USDA*, 191, 1201–1204.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., and Schapire, R.E. (2006), 'Maximum Entropy Modelling of Species Geographic Distributions', *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Pimm, S.L., and Raven, P. (2000), 'Biodiversity. Extinction by numbers Numbers', *Nature*, 403, 843–845.
- Ricciardi, A. (2004), 'Assessing Species Invasions as a Cause of Extinction', *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 619–619.
- Rocha-Ortega, M., and Córdoba-Aguilar, A. (2019), 'Invertebrados: diversidad, servicios ecosistémicos, peligros y medidas preventivas', in *Crisis Ambiental en México. Ruta para el Cambio*, ed. L. Merino Pérez, Mexico City: Secretaría de Desarrollo Institucional, Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 131–139.
- Rocha-Ortega, M., Rodríguez, P., Bried, J., Abbott, J., and Córdoba-Aguilar, A. (2020), 'Why Do Bugs Perish? Range Size and Local Vulnerability Traits as Surrogates of Odonata Extinction Risk', *Proceedings. Biological Sciences*, 287, 20192645.
- Rocha-Ortega, M., Rodríguez, P., and Córdoba-Aguilar, A. (2019a), 'Spatial and Temporal Effects of Land Use Change as Potential Drivers of Odonate Community Composition but Not Species Richness', *Biodiversity and Conservation*, 28, 451–466.
- Rocha-Ortega, M., Rodríguez, P., and Córdoba-Aguilar, A. (2019b), 'Can Dragonfly and Damselfly Communities Be Used as Bioindicators of Land Use Intensification?', *Ecological Indicators*, 107, 105553.
- Rodríguez, P., and Arita, H.T. (2004), 'Beta Diversity and Latitude in North American Mammals: Testing the Hypothesis of Covariation', *Ecography*, 27, 547–556.
- Rodríguez, P., and Vázquez-Domínguez, E. (2003), *Escalas y diversidad de especies. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía*. Facultad de Ciencias, México: UNAM, pp. 109–114.
- Samways, M.J. (2009), 'Reconciling Ethical and Scientific Issues for Insect Conservation', in *Insect Biodiversity: Science and Society*, eds R.G. Foottit and P.H. Adler, Germany: Blackwell Publishing, Ltd., pp. 547–559.
- Seidu, I., Nsor, C.A., Danquah, E., and Lancaster, L. (2018), 'Odonata Assemblages along an Anthropogenic Disturbance Gradient in Ghana's Eastern Region', *Odonatologica*, 47, 73–100.
- Simaika, J.P., and Samways, M.J. (2009), 'Reserve Selection Using Red List Taxa in Three Global Biodiversity Hotspots: Dragonflies in South Africa', *Biological Conservation*, 142, 638–651.
- Soley-Guardia, M., Gutiérrez, E.E., Thomas, D.M., Ochoa-G, J., Aguilera, M., and Anderson, R.P. (2016), 'Are we Overestimating the Niche? Removing Marginal Localities Helps Ecological Niche Models Detect Environmental Barriers', *Ecology and Evolution*, 6, 1267–1279.

- Stoks, R., and Córdoba-Aguilar, A. (2012), 'Evolutionary Ecology of Odonata: A Complex Life Cycle Perspective', *Annual Review of Entomology*, 57, 249–265.
- Suárez-Tovar, C.M., Rocha-Ortega, M., González-Voyer, A., González-Tokman, D., and Córdoba-Aguilar, A. (2019), 'The Larger the Damselfly, the More Likely to Be Threatened: A Sexual Selection Approach', *Journal of Insect Conservation*, 23, 535–545.
- Urbina-Cardona, J.N., and Flores-Villela, O. (2010), 'Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna', *Conservation Biology*, 24, 1031–1041.
- Veloz, S.D. (2009), 'Spatially Autocorrelated Sampling Falsely Inflates Measures of Accuracy for Presence-Only Niche Models', *Journal of Biogeography*, 36, 2290–2299.
- Vester, H.F., Lawrence, D., Eastman, J.R., Turner, I.I., B.L., Calmé, S., Dickson, R., Pozo, C., and Sangermano, F. (2007), 'Land Change in the Southern Yucatán and Calakmul Biosphere Reserve: Effects on Habitat and Biodiversity', *Ecological Applications*, 17, 989–1003.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., and Davies, P.M. (2010), 'Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity', *Nature*, 467, 555–561.
- Waller, J.T., Willink, B., Tschol, M., and Svensson, E.I. (2019), 'The Odonate Phenotypic Database, a New Open Data Resource for Comparative Studies of an Old Insect Order', *Scientific Data*, 6, 1–6.
- Zamora-Gutierrez, V., Pearson, R.G., Green, R.E., and Jones, K.E. (2018), 'Forecasting the Combined Effects of Climate and Land Use Change on Mexican Bats', *Diversity and Distributions*, 24, 363–374.



Fotografía Rocio Brito 2021

*“La ciencia ha eliminado las distancias, pregonaba Melquiades.
“Dentro de poco, el hombre podrá ver lo que ocurre en cualquier lugar de la Tierra,
sin moverse de su casa.
Gabriel García Márquez.
Cien años de Soledad*

CAPÍTULO II

Spatially explicit modelling of land use/land cover change (LULCC) in Mexico and its relationship with odonate habitat (Insecta: Odonata)

RESUMEN

El objetivo de este capítulo fue determinar en qué medida el cambio de hábitat provocado por promotores de cambio como carreteras, zonas urbanas, cambio de uso de suelo hacia zonas agropecuarias y/o cambio de tipo de vegetación afecta la distribución potencial de diferentes especies de odonatos y cuál sería la proyección en un futuro próximo. Para ello se evaluaron dos escenarios de cambio de cobertura/uso de suelo: uno tendencial y otro más negativo, combinando los modelos de distribución de especies. El uso de suelo se analizó en la región centro-sur de México en tres periodos de tiempo, usando las Series de vegetación de INEGI (Serie IV, Serie V y Serie VI).

Nos planteamos las siguientes hipótesis: 1) las dinámicas de cambio de cobertura y uso de suelo aumentan las áreas transformadas en el tiempo; 2) la riqueza de especies de odonatos se mantendrá constante en zonas que han sufrido cambios de uso de suelo, pero la composición de especies será diferente; 3) las transiciones de un uso de suelo a otro no afectarán con la misma intensidad las especies de odonatos que se encuentran en éstas; es decir, existe un peso diferenciado dependiendo del sentido de la transición de un tipo de suelo aceptable a óptimo.

Los resultados obtenidos sugieren que el modelo de deforestación que generamos fue capaz de asignar correctamente los sitios de cambio de coberturas vegetales, lo cual permitió inferir la proyección del modelo al año 2050. Asimismo, con la simulación del modelo de deforestación generamos la proyección de otros sitios deforestados alejados de los previamente existentes. Se cumplieron las hipótesis planteadas por lo que podemos concluir que la dinámica de las comunidades asociadas a los tipos de uso de suelo que cambiaron más drásticamente será afectada de forma irreparable.

European Journal of Entomology - Account Created in ScholarOne Manuscripts



European Journal of Entomology

para mí ▾

Dear Mr. Rodriguez-Tapia:

A manuscript titled Spatially explicit modelling of land use/land cover change (LULCC) in Mexico and its relationship with odonate habitat (Insecta: Odonata) (EJE-21-094) has been submitted by Mr. Gerardo Rodriguez-Tapia to the European Journal of Entomology.

You are listed as a co-author for this manuscript. The online peer-review system, ScholarOne Manuscripts, automatically creates a user account for you. Your USER ID and PASSWORD for your account is as follows:

You can use the above USER ID and PASSWORD (once set) to log in to the site and check the status of papers you have authored/co-authored. Please log in to <https://mc.manuscriptcentral.com/eurjentomol> to update your account information via the edit account tab at the top right.

Thank you for your participation.

Sincerely,
European Journal of Entomology Editorial Office
[Log in to Remove This Account](#)

Spatially explicit modelling of land use/land cover change in Mexico and its relationship with odonate habitat (Insecta: Odonata)

Gerardo RODRÍGUEZ-TAPIA ^a, Jesús A. PRIETO-AMPARÁN ^b, and Alex CÓRDOBA-AGUILAR ^{c*}

^a*Unidad de Geomática, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Cd. Mx., México;* ^b*Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, Chihuahua, México;* ^c*Departamento de Ecología Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Cd. Mx., México.*

**Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 70-275, 04510 México, D.F. México. [*acordoba@ieecologia.unam.mx](mailto:acordoba@ieecologia.unam.mx)*

ORCID. G. Rodríguez-Tapia: orcid.org/0000-0003-0953-7755

ORCID. Alex Córdoba-Aguilar: orcid.org/0000-0002-5978-1660

Abstract

Land use/land cover change (LULCC) is a major stressor that affects insect population viability worldwide yet our estimates of such effects are usually poor. We have analyzed how LULCC affects the distribution of 49 species of dragonflies and damselflies in the south-central zone of Mexico during the period 2006-2012. For this, we mapped the expected species richness using ecological niche models, to analyze predicted future changes and analyzed the effect of LULCC on current and future odonate habitat. We also estimated current deforestation rates and projected their impact to 2050 using Dinamica-EGO program. Having projected the deforestation for the year 2050, we then compared current vs. expected species richness and gathered the following. First, roads and urban areas turned out to be the most important drivers of LULCC in our analysis. Second, there was a trend towards the deterioration of all sites but still with a high species richness despite considerable habitat fragmentation. Third, there was a high species turnover rate (i.e. high species richness but with new, different species) even in areas with significant changes from original vegetation. Our work illustrates both a resilient property by odonates to LULCC and a useful technical approach for measuring LULCC effects on insects.

Keywords

Odonata, Dinamica EGO, Deforestation, LULCC, Land use/land cover, LULC, Ecological niche Models, MaxEnt

Introduction

Land use/land cover change (LULCC) considers the ensemble of human activities that impact the characteristics of the earth's surface through a variety of natural resource exploitation systems (Turner and Meyer, 1994; Manson, 2006). These LULCCs, mainly due to deforestation, are considered the main factors driving environmental degradation, for example, landscape fragmentation and loss of biodiversity at a global scale (Lambin et al., 2001).

One reliable method for measuring the degree to which terrestrial environments have been modified is through LULCC analysis (Turner & Meyer 1994; Lambin et al., 2001). This kind of analysis generates knowledge on the state of the habitat of many species, and thus an understanding of the different effects of deforestation (López, 2012; Chang, 2017; Farfán, 2015). One specific analytical approach for LULCC uses the comparison of satellite images from different dates, which are processed and classified into categories, classes, or types of land use/cover using both visual and automated methods (Mas & Correa Sandoval, 2000). This analysis allows the cartographic overlap, and its expression on a transition matrix, to be converted into estimations of the probability of change (Cayuela, 2006; Flamenco-Sandoval et al., 2007). One particular method to estimate LULCC is the open access program Dinamica-EGO (hereafter abbreviated as D-E) that was developed for the construction of spatially explicit environmental models (Soares-Filho et al., 2009): it is a series of algorithms known as *functors*, which execute the different spatial analysis operations (map algebra, simulations, cost maps, probability maps, etc.). D-E has a wide variety of applications (Rodrigues & Soares-Filho, 2018) particularly in the analysis of LULCC patterns and their effects on vegetation (Soares-

Filho et al., 2006, Piontekowski et al., 2012, Prieto-Amparán et al., 2019) and biodiversity loss (Soares-Filho et al., 2002, Mas 2017, Oliveira et al., 2019, Hemati et al., 2020, Godínez-Gómez et al., 2020).

Increased conversion and degradation of habitats through fragmentation, climate change, agriculture, and pollution has led to a higher biodiversity loss (e. g. Goncalvez-Souza et al., 2020). Moreover, evaluations of LULCC have mainly used geographical data of vertebrates to understand effects of LULCC on biodiversity loss (Collen et al., 2009). However, other groups such as insects have been overlooked. This despite the multitude of critical ecosystem functions insects provide (Footitt & Adler, 2017; Cardoso et al., 2020) and their vulnerable situation which have rendered them perhaps more threatened than any other animal taxa (Wagner et al. 2021).

Odonates (Insecta: Odonata; with two suborders: Zygoptera, or damselflies, and Anisoptera, or dragonflies) are an emerging model group for the analysis of habitat loss on invertebrate biodiversity because they can indicate large-scale biodiversity change and degradation of environmental conditions (Bried & Mazzacano, 2010; Gómez-Tolosa et al., 2020). Odonates are predator insects, with aquatic larvae and terrestrial adults. This complex life cycle and often high population densities make them an important regulatory component of freshwater ecosystems (Knight et al. 2005). However, many odonate populations and entire species have undergone a collapse (Clausnitzer et al., 2009) as freshwater habitats are among the most threatened ecosystems (Dijkstra et al., 2014; Reid et al., 2019). The most common and homogeneous stressor behind this collapse is LULCC (Clausnitzer et al., 2009). Among other effects, LULCC leads to the modification and/or extraction of the water from larval habitats or alterations of the terrestrial adult habitats through agricultural, road construction, and other human activities. These

activities affect local ambient temperature, water quality, available resting sites, and/or food availability for the larvae and adults (e.g. Monteiro-Junior et al., 2013; Chávez et al. 2015; Jakob & Poulin, 2016).

We thus need quantitative tools to improve the understanding of the threats that LULCC poses to odonates (e. g. Mendoza-Penagos et al., 2021; Pereira-Moura et al., 2021). Here we used D-E to analyze the links between LULCC and patterns of odonate richness in south-central Mexico. For this region, we have previously constructed an odonate vulnerability index (hereafter referred as OVI; Rodríguez-Tapia et al., 2020) which reflects odonate tolerance to LULCC. This OVI has two components: the breadth of the range of the habitats and the ecological niche of each species. OVI ranges between 1 and 3 in steps of 0.5. The value of 1 represents least sensitive species while 3 indicates a species that is highly sensitive to environmental changes (Rodríguez-Tapia et al., 2020).

The objectives of this study were to: a) generate a map of odonate species richness from the ecological niche models constructed by Rodríguez-Tapia et al. (2020); b) determine the change in habitats used by odonates due to LULCC (understood as deforestation) and its drivers (highways, rivers, water body) in south-central Mexico over the period of 2006–2012; and, c) carry out a projection of vegetation changes by 2050 to predict how the geographic distribution of odonates will be affected as a function of their tolerance to LULCC based on their OVI (Rodríguez-Tapia et al., 2020).

Methods

Study Area

The study area was delimited using the Freshwater Ecoregions of the World, (FEOW, 2014; www.feow.org). To estimate the extent of the potential distribution area of the 49 odonate species selected for this study, we used the ecological niche models generated by Rodríguez-Tapia et al. (2020; see Supplementary Material, Figure 1). For their construction, we compiled a database of 18,147 records obtained from GBIF (2020, <https://www.gbif.org/>). Prior to the generation of niche models, we carried out data cleaning procedures for each species, since the data initially included redundant, repeated or clearly incorrect records. First, we used species that had at least 15 collection records. Second, we removed any second record of a species in the same pixel to reduce the weight of the probability of a pixel due to the repetition of the presence records. To remove repeated records, we generated a script in R that detects any pixels with more than one record in each raster layer. The second process consisted of extracting the values of the environmental layers associated with each point. For this, we did a correlation analysis for each species to measure the direction of the relationship between environmental variables so that we could discard any redundant correlations. We generated distribution models for each of the species using the program MaxEnt version 3.4.0 (Phillips et al., 2006), with a pixel size of $\approx 1\text{km}^2$. We reclassified each model with a threshold value of 0.6 to binary values according to what was reported in the literature (Anderson, 2003; Pearson, et al 2006; Velóz, 2009). The models were revised using ArcMap 10.2.1 (ESRI, 1998). The probability values of the potential distribution models of the 49 species ranged between 0 and 1. This range corresponds to probabilities generated by the potential distribution models that were lowest and highest respectively. Finally, we selected probability values from 0.6 to the maximum value for each species to build each species' map. Then, we constructed a richness map to identify areas of varying richness, using species with

different OVI values (Table 1, Figure 1). This to analyze the effect of LULCC on different odonate species with respect to their tolerance. This richness map was then compared with the deforestation map to assess the risk that each species faces with the deterioration of their habitats. This risk is therefore based at the level of each species' distribution.

The first step in creating the deforestation maps mentioned above was to develop a model of deforestation based on LULCC scenarios and variables that promote change. This change is from either a human factor (i.e. roads, cities), or physical variables, that allow the combination of conditions to infer or make projections about future landscape conditions. To generate the deforestation model, we used two digital land use/land cover (LULC) maps at a 1:250,000 scale (named Series IV and Series V; INEGI, 2012, 2015, 2017): Series of vegetation IV (hereafter, t_0) covering the period from 2006-2010 (reference year 2007) and Series of vegetation V (hereafter, t_1) covering the period 2011-2014 (reference year 2011). We then used the Series of vegetation VI map (hereafter, t_2) covering the period 2014-2017 (reference year 2014) for model validation (INEGI, 2015) (see Supplementary Material Figure 2). The differences found in the vegetation categories of the series IV and V were homogenized to make them equivalent and thus comparable.

To generate the LULCC-related maps, the different vegetation classes of the vegetation series IV and V were classified and grouped into three categories defined by the ecological affinities of each odonate species. The grouping consisted of: (1) **Poor** or unfavorable habitat type, (2) **Acceptable** habitat type, and (3) **Optimal** habitat type (see Supplementary Material Table 1 and Figure 2). This classification allowed us to: a) simplify different vegetation classes and thus permit a better interpretation of habitat changes; and, b) facilitate operations carried out by the D-E (for the description of this software, see

below), as this software yields better results when using fewer classes of vegetation (Prieto-Amparán et al., 2019). Related to the above, D-E software makes use of variables related to landscape features such as roads, rivers, and vegetation, which are analyzed in the form of maps to estimate their possible influence on odonate distribution.

We selected the following six variables that we considered as possible drivers of LULCC transition and the subsequent changes of odonate distribution: nearest distance to paved road network (in meters), nearest distance to water bodies (in meters), nearest distance to perennial rivers (in meters), nearest distance to urban areas (in meters), location in Natural Protected Areas (categorical values), and nearest distance to Natural Protected Areas (in meters; see Supplementary Material Table 2 and Figure 3). For each of these six variables expressed above, we transformed six layers into a raster format, with a pixel size of $\approx 1\text{km}^2$ required as input by D-E. To analyze the results of the change matrix, we transformed the map information into a matrix format (raster). The transition matrix describes the deforestation changes in a system over discrete time interval (t_0 - t_1). These matrices or rates of transition determine the net rate of change which is the percent of land that underwent a change from one state to another (which is an attribute of LULCC).

Rates of change and transition matrix

The first step for generating the deforestation model was to produce an annual and global Markov matrix (Table 2a). The annual matrix describes deforestation processes on a yearly basis while the global matrix describes deforestation changes in the whole period based on discrete time changes in the response/state variables. On the matrix, the value of any of the six variables (i.e., drivers of LULCC transition expressed above) for a given

time period (t_1) must correspond to the sum of all partial values from previous time periods (t_0), as this sum is given by the total value of change. These matrixes can be presented as a single-pass matrix (in a given time period, for example 10 years) or as multi-pass matrix (with a pass for each discrete time interval, for example one year per pass; Soares Filho et al., 2015). The transition matrix, which are the result of comparing changes or transitions among vegetation classes from initial to final time (Table 2), determines a net rate of change. This rate is a percentage of land that underwent a change to a different state.

Based on the analysis of geographic information for each LULC map from the D-E program, we made intersections of land covers of the two LULC series corresponding to t_0 and t_1 (Series IV and Series V) (INEGI, 2012, 2015). As a result of these intersections, we generated a transition matrix of the periods 2007-2011 to identify the change processes, using the equation proposed by the FAO (1996) and as applied by López et al. (2019), to characterize the transitions between the *Optimal*, *Acceptable* and *Poor* categories defined above (Table 2b):

$$r = \left(1 - \frac{A_1 - A_2}{A_1}\right)^{1/y} - 1$$

Where r = rate of change, A_1 = area at date 1, A_2 = area at date 2, y = number of years between the two dates. Positive r values indicate that area was gained, while negative values indicate area loss.

Modelling and spatial simulation with D-E

To perform the deforestation modeling, we followed the methods proposed by Mas and Flamenco (2011; see Supplementary Material Figure 4). Generation of these deforestation scenarios allowed us to understand the loss of optimal vegetation for odonate habitats. The modelling process was based on the analyses of changes in the past which allowed us to evaluate the rates of change among different types of LULCC and the spatial relationship between the location of these changes and the explanatory variables that influenced the spatial distribution of these changes. Based on this analysis, we identified areas that were most prone to change (change probability maps) and generated maps that indicate future tendencies of LULCC.

Model calibration: calculation of the annual matrix and weight of evidence

The calibration of the deforestation model aims to adjust the model parameters (Rykiel, 1996). This stage consists of providing information to the model to determine the amount of change, the types of transitions, and their most likely location at the geographical scale. For this, we superimposed the t_0 and t_1 maps to generate a map of LULCC and a change matrix that indicated the area of each type of transition during the observation period (four years). This change matrix can be transformed into a Markov matrix of a change probability matrix, which indicates the probability of occurrence of each transition per year (Soares-Filho et al., 2002).

We carried out a comparison between superimposed maps t_0 and t_1 to identify areas that are more likely to change in terms of vegetation classes and whose locations were placed in another map. Then, we compared those areas of change against each variable that promotes changes as set before (Figure 3). This comparison allowed us to establish a relationship between the potential for change and variables that promote changes

through different approaches, resulting in a weight of evidence coefficient (WoE). The WoE coefficients use binary maps to determine local spatial correlation among several explanatory variables, based on the spatial associations among maps (Goodacre et al., 1993). Using a Bayesian model, the multiple maps are combined to produce a probability map of the potential for change (Bonham-Carter, 1994; Soares-Filho et al., 2004). The method is implemented in D-E and was used to determine the transition probabilities. These probabilities indicate areas that are most likely to change, i. e. pixels that will change from one state to another given that a high probability that a change from one vegetation type to another can take place as a function of the different combinations of probability change that the D-E software is capable to produce (Soares-Filho et al., 2002, 2006).

Finally, we carried out an analysis to remove highly correlated explanatory variables verifying their spatial independence using Cramer's test (Bonham-Carter, 1994; Soares-Filho et al., 2009). The WoE explains the correlation among variables and their ranges, which go from 0 to 1, where 0 indicates totally independent variables and 1 completely correlated variables. Values above 0.45 indicate strong correlations between variables so that these variables were removed (López et al., 2019). The reason for this is that highly correlated variables have the same effect on LULCC, thus including two strongly correlated variables would essentially duplicate the effect of those variables on the probability calculation.

Model simulation: LULCC

Using the WoE and maps of the explanatory variables indicated above, we generated a probability map (Figure 3) for each of the three transitions between *Optimal*, *Acceptable*,

and *Poor* habitat categories of LULCC as explained above. The model for simulating the LULCC used the probability map and the functors *PATCHER* and *EXPANDER* (Soares-Filho et al., 2002, 2009).

The simulation consisted of generating a map, called the “real observed map” (here, the map of our three categories, *Optimal*, *Acceptable*, and *Poor*) of the Series VI map (Class “*Poor*” is the last map in Supplementary Material Figure 2). This “real observed map” was compared to the map that was simulated to determine the model’s capacity to predict changes along the vegetation classes and estimate how similar they are to each other (Figure 2). Using the probability map described before, we generated prospective maps for the three defined classes. To obtain more realistic results, D-E uses two functors to reproduce spatial patterns of change. The first functor is *PATCHER*, which generates changes in patches (for example, zones that correspond with poor odonate habitat isolated within zones of optimal habitat), while the second functor, *EXPANDER* makes changes to an existing LULC class (for example, advancing zones of poor habitat into nearby or neighboring zones of optimal habitat).

Model validation

Based on the previous simulation of the model, the simulated map was then validated using the real observed map. This validation makes use of a ‘fuzzy similarity index’ (FSI; Hagen 2003) modified and implemented in D-E by Soares-Filho et al., (2009). The validation is done using a constant decline function with multiple windows. This generates comparisons from a window size of one pixel (1000 x 1000 metres, i. e. 1 km²) and increasing two by two, resulting in windows measuring 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, and so on, up to the desired maximum size of 7x7 pixels, beyond 60% of similarity (see Table 3,

supplementary material). The concepts of minimum similarity refers to the comparison that D-E makes between real map and simulated map, while maximum similarity is the comparison between simulated map and real map. The validation consists of comparing the spatial coincidence between the simulated and observed LULCC maps, accounting for the spatial coincidence under several pixel sizes (Eastman et al. 2005; Pérez-Vega et al. 2012). In the FSI, the representation of the pixel is influenced by itself and its neighbors (Ximenes et al., 2011; Yanai et al., 2012; Chadid et al., 2015), focusing on the areas of change while considering the pixels that surround them (Mas & Flamenco, 2011). In other words, the FSI verifies the concordance between the simulated and observed sets of LULC data by obtaining the number of cells that coincide within growing window sizes in a neighborhood (Costanza, 1989; Soares-Filho et al., 2009).

Results

Analysis of the transition matrix

Of the six possible transitions (Table 2), we only consider here those from *Optimal* to *Poor* (3 to 1), *Acceptable* to *Poor* (2 to 1) and *Optimal* to *Acceptable* (3 to 2) that show habitat deterioration. In the case of the annual transition, the proportion of change from *Optimal* to *Acceptable* to *Poor* was only 0.47%. However, the transition measured from *Optimal* to *Acceptable* occurred in 9.6% of pixels, which suggests a trend toward site deterioration (Table 2).

In the case of the global transition matrix, the trends were very similar, though not as rapid. The transitions from *Optimal* and *Acceptable* to *Poor* occurred in just 0.12% of

pixels and the transition from *Optimal* to *Acceptable* in 2.5% of pixels, which suggests a trend with less disturbance (Table 2).

Simulation: Analysis of weight of evidence and deforestation probability map

For the three transitions (*Optimal*, *Acceptable* and *Poor*), we found a correlation of 0.587 between the categorical variable NPA and the variable distance to NPA, so we eliminated the categorical variable to ensure that all remaining variables were spatially independent.

Validation of the deforestation model

Obtaining similarity values above 50% between the compared maps is considered acceptable for the validation of the deforestation model (Piontekowski et al., 2012). In our case, this percentage was found in 7x7 pixel windows (7 km²) with maximum similarity value of 60% (Supplementary Material Figure 5). This means that the model is able to correctly assign sites of LULCC within a radius of at least 7 km².

Trends in transitions and trajectories of deforestation

The results of the deforestation trajectories from D-E showed that the most common change in terms of area was that from *Acceptable* to *Poor*, representing 260,644 km². This change had probability values of 0.4 to 0.9, and central Mexico was the most strongly impacted by these changes. The predictions of probability for each analyzed cell refer to cumulative values, for the cell in question. A cell with a 100 value is the most adequate while a cell with values close to 0 are the least adequate. The transition from

Optimal to Acceptable had the same probability range and covered 60,706 km². Finally, the transition from *Optimal* to *Poor* occurred only on 37,950 km² (Figure 3).

Importantly, a substantial area changed into the *Poor* category, which formed in patches. That is, these are areas whose neighbor pixels were not previously in the *Poor* category. In addition, we identified the following drivers of change related to the loss of vegetation cover which occurred close to roads (highways) and urban areas. The drivers that favored the maintenance or recovery of vegetation cover were mainly the distance to rivers, followed by the distances to water bodies and to Natural Protected Areas. The simulated maps were very similar to real maps because the areas that remained unchanged were similar. In other words, areas that show no changes at a certain scale dominate the landscape and show an artifact of zero changes on the map. Thus, the comparison between the real map and the simulated map was based on the spatial fit between the changed areas using a fuzzy focus.

Integration of the simulated map for 2050 and the general species distribution model

One of the most notable characteristics of the map simulated for 2050 was the patchiness of deforested areas (Figure 4). This may be due to the influence of the roadway variable (highways), which facilitated the generation of this patch effect in the model.

The intersections between the projected map and the predictions of the distribution area of the odonate species (Figure 5) showed an affected area of approximately 40% in zone C. This affects areas with different ranges of species richness from areas with 3 species (in green) to areas with 49 species (in blue) (Figure 5). The second most affected zone was zone A, where, although there were also effects on all richness intervals due to

a change in vegetation type, this was to a lesser degree. Finally, zones B and D had the least severe effects on the area with the highest species richness, with around 5%. However, in these same zones, the areas whose species richness had between 3 to 20 showed a 30% impact in the deforestation phenomenon. This means that the effects of deforestation in two of the areas with fairly high species richness are in category 2 Acceptable which suggests that there are no transitions to unfavorable vegetation types.

Discussion

The future projection used for odonates represented a novel approach combining ecological niche modeling and LULCC modeling. The deforestation model obtained indicated that in general for all transitions the changes show a moderate trend towards the deterioration of habitats.

Analysis of the transition matrix

Generating a deforestation model based on LULCC scenarios and change-driving variables indicated that, of the three transitions, the change to the *Poor* category was less than 1%, which does not indicate a considerable percentage of deterioration. However, we did observe a trend toward site deterioration, since the transition from *Optimal* to *Acceptable* was nearly 10%, which confirms a previously detected trend in Mexico (López, et al., 2019, Mas & Flamenco, 2011).

Simulation: Analysis of weight of evidence and deforestation probability map

The deforestation model was able to correctly assign the sites to vegetation cover change, which allowed us to make inferences for the projection of the model to the year 2050. The trends observed in the deforestation model from D-E showed deforested areas that were not close to previously deforested sites or sites with a *Poor* vegetation category. In other words, the simulation from the deforestation model generated new deforested sites that were far from previously existing ones. We believe that this is the result of the use of driving variables, such as roads and urban areas, which coincides with the findings of Farfán (2015), Espinoza (2016) and Viégras et al (2020). For example, Farfán (2015) has shown that important transitions from a natural vegetation type to a deteriorated one are influenced by variables such as communication routes, which is an important promoter in the dynamics of LULCC. On the other hand, Espinoza (2016) has shown that the constant changes of the type of agricultural vegetation towards another type of vegetation increase the communication routes, so that according to his analysis the areas closest to the communication routes were the most affected by losing forest cover. Finally, Viégras et al (2020) found that communication routes promote urban growth and change in vegetation types. However, when there are conservation areas, these prevent the appearance of more communication and urbanization routes.

Trends in transitions and trajectories of deforestation

The trends in the different transitions show that the intensification of LULCC processes, such as the transformation to agricultural land or urbanization, has the largest impacts on freshwater ecosystems (e.g. Li et al. 2021). In this sense, odonates and other aquatic insects cannot be effectively protected without stopping the modification and pollution of

their aquatic and terrestrial habitats. While odonates are relatively resilient to environmental change (Rocha-Ortega et al. 2019), other aquatic insects do not share these properties for example Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Heteroptera, Chironomidae (Albert et al. 2020; Brasil et al. 2020; Cardoso et al. 2020). The balance in the number of species will be negative, with a reduction in insect abundance and/or richness. Although we showed environmental deterioration data for Mexico, this occurs and will continue to occur in many other regions due to habitat deterioration and high deforestation rates.

Integration of the simulated map for 2050 and the general species distribution model

The integration of the final map with the deforestation trends for 2050 and the richness of the 49 odonate species with different OVI values showed that the four most species-rich zones will be affected by deforestation. Thus, the southeastern region of Mexico will be the most impacted by these changes. However, it is important to point out that many other sites within the study area showed a considerable degree of deforested area. Our results also indicate that from the 29 species with OVI values of 1.5 or 1.0, many are present in areas despite their resilient nature to disturbance. These results allow us to infer that at least half of the odonate species will be affected by habitat deterioration. Thus, we can infer that the same odonate species richness is maintained in areas that have undergone land use change, but the species local composition changes considerably (high beta diversity), which is similar to observations by Rocha-Ortega, et al. (2019). Related to the above, we do not know the consequences of habitat modification for each species. These effects require thorough and focused studies, since there are

examples of species that are highly plastic and resilient, which allows them to remain in these sites (García-García, et al., 2017, Rocha-Ortega, et al., 2019). For the case of the study of Rocha-Ortega et al. 2019 and that of ours, the same study species in the same areas were used. On the other hand, there are other species for which even subtle changes can have strong negative effects. One example of the latter is the damselfly *Hetaerina americana* in central Mexico. In this species, waste in rivers affected the abundance and physiological condition of adults, but not their presence (Córdoba-Aguilar & Rocha-Ortega.2019).

Our study clearly demonstrates the difficulty of constructing predictive models in regions with highly dynamic change. This difficulty is clear with the high change rates and deforestation over the last years and the constant pressure in land use change to urban and agricultural mainly. Notwithstanding, tools like D-E allow generating predictive models in multi-temporal scenarios. One can create models that fit their requirements and integrate expert knowledge (i.e., they are “knowledge driven”), which allows the possibility of weighting or modifying the parameters of certain variables based on knowledge of the study group. In our case, the “knowledge driven” consisted in having the experience, having the specialized literature and asking experts to know which variables are the most important for odonate development and survival. Thus, D-E is an excellent tool with broad advantages for the identification of change drivers, calculation of transition rates, and mainly, simulation of future scenarios for monitoring change trajectories.

Another important contribution of our study is the elaboration of a deforestation model projected into 2050, with niche models of 49 odonate species expressed as a species richness map. The integration of both maps allowed us to locate sites with high

values of deterioration of odonate habitats. In this sense, there are no studies that combine these two methodologies, and assess future scenarios of land use change and/or deforestation. In any case, it is important to replicate this analysis using other groups, for example aquatic invertebrates and vertebrates.

Acknowledgements

Gerardo Rodríguez is a doctoral student from the Programa de Doctorado en Ciencias Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

The first author thanks GBIF (<https://www.gbif.org/>) for the data provided to carry out the analyses. This work was done using funds from a PAPIIT grant IN204921 to AC-A.

Bibliography

- Anderson, R. P., 2003: Real vs artefactus absences in species distribution: Test for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela - Journal of Biogeography, 30, 591–605.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., ... & Ripple, W. J. 2020: Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 1-10.
- Andrade M.P. & Ribeiro C.B.M., 2020: Impacts of land use and cover change on Paraíba do Sul watershed streamflow using the SWAT model - Brazilian Journal of Water Resources. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.252020190034>. 13 pp.
- Bielecka E., 2020: GIS Spatial analysis modeling for land use change. A bibliometric analysis of the intellectual base and trends - *Geosciences*, 10(11), 421.
- Bonham-Carter, G. 1994: Geographic information systems for geoscientists: Modelling with GIS, Elsevier. 398 p. (Vol. 13).
- Brasil, L. S., Luiza-Andrade, A., Calvão, L. B., Dias-Silva, K., Faria, A. P. J., Shimano, Y., ... & Juen, L. (2020). Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. *Environmental monitoring and assessment*, 192(3), 1-10.
- Bried, J. T., & Mazzacano, C. A. 2010: National review of state wildlife action plans for Odonata species of greatest conservation need - *Insect Conservation and Diversity*, 3(2), 61-71.
- Cayuela L. 2006: Deforestation & fragmentation of montane tropical forests in the Highlands of Chiapas, Mexico. Effects on the diversity of trees. *Ecosistemas* 15 (3): 192-198. [in Spanish, English abstract].
- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima C., Gaigher R., Habel J., Hallmann C., *et al.* 2020: Scientists' warning to humanity on insect extinctions - *Biological Conservation*, 242, 108426. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>, 12 pp.
- Chadid M.A., Dávalos L.M., Molina J., Armenteras D. 2015: A Bayesian spatial model highlights distinct dynamics in deforestation from coca and pastures in an Andean biodiversity hotspot – *Forests*, 6(11),3828_3846 DOI 10.3390/f6113828.
- Chang-Martínez L, 2017: Historical spatial modeling of land cover / use change: Calakmul. Unpublished Doctoral Thesis, Center for Research in Environmental Geography-UNAM. 139 pp. [in Spanish, English abstract].
- Chang-Martínez L., and Mas J.F., 2020: Simulation of land use/cover change in the kingdom of Calakmul during the late Classic Period (AD 600–900) - *Environmental Archaeology*, 1-17.
- Chavez, M. Y., Mabry, K. E., McCauley, S. J., & Hammond, J. I., 2015: Differential larval responses of two ecologically similar insects (Odonata) to temperature and resource variation - *International Journal of Odonatology*, 18(4), 297-304.
- Clausnitzer V., Kalkman V., am M., Collen B., Baillie J., Bedjanic M., Darwall W., Dijkstra K-D, Dow R., Hawking J., *et al.*, 2009: Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group - *Biological conservation*, 142(8), 1864-1869. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.028>, 6 pp.

- Clay, E., Moreno-Sanchez, R., Torres-Rojo, J. M., & Moreno-Sanchez, F. 2016: National assessment of the fragmentation levels and fragmentation-class transitions of the forests in Mexico for 2002, 2008 and 2013 - *Forests*, 7(3), 48.
- Costanza, R. 1989: Model goodness of fit: A multiple resolution procedure - *Ecol. Model.* 47, 199–215.
- Collen B., Loh J., Whitmee S., McRAE L., Amin R., & Baillie, J. 2009: Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index - *Conservation Biology*, 23(2), 317-327.
- Córdoba-Aguilar, A., & Rocha-Ortega, M. 2019: Damselfly (Odonata: Calopterygidae) population decline in an urbanizing watershed - *Journal of Insect Science*, 19(3), 30. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iez063>, 6 pp.
- Dijkstra, K. D. B., Monaghan, M. T., & Pauls, S. U. 2014: Freshwater biodiversity and aquatic insect diversification - *Annual review of entomology*, 59, 143-163.
- Eastman, J.R.; van Fossen, M.E.; Solarzano, L.A. 2005: Transition potential modeling for land cover change, in: D. Maguire, M. Goodchild and M. Batty, eds., *GIS, spatial analysis and modeling* (Redlands, California, ESRI Press).
- Espinoza, M.V. 2016: Drivers of land use change and carbon storage on a gradient of human modification of Nicaraguan landscapes. Unpublished master's thesis. 170 pp. [in Spanish, English abstract].
- Esri. 1998: ArcView 3.1 GIS. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Farfán M. 2015: Deforestation scenarios (2004-2018) in the Sierra de Manantlán biosphere reserve and its impact on the potential distribution areas of two feline species. Unpublished doctoral thesis. 196 pp. [in Spanish, English abstract].
- Flamenco-Sandoval, A., Ramos, M. M., & Masera, O. R. 2007: Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest - *Biological conservation*, 138(1-2), 131-145.
- Footitt R. G. and P. H. Adler. 2017: *Insect Biodiversity. Science and Society*, Vol. I. John Wiley & Sons. ISBN: 9781118945537. 882 pp.
- Freshwater Ecoregions of the World, (FEOW) 2019: URL: www.feow.org
- García- García, P., Vázquez, G., Novelo-Gutiérrez, R. and Fávila M. 2017: Effects of land use on larval Odonata assemblages in cloud forest streams in central Veracruz, Mexico: *Hydrobiologia*, 785,19-33.
- GBIF. 2020: Global biodiversity information facility. URL: <http://www.gbif.org>. GBIF.org (20 March 2015) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.xhaqdq>
- Godínez-Gómez, O., Schank, C., Mas, J. F., & Mendoza, E. 2020: An integrative analysis of threats affecting protected areas in a biodiversity stronghold in Southeast Mexico - *Global Ecology and Conservation*, 24. 13 pp.
- Gómez-Tolosa, M., Rivera-Velázquez, G., Rioja-Paradela, T.M. *et al.*, 2020: The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical región - *Environ Sci Pollut Res*, 28, 1381–1396. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11137-9>. 16 pp.
- Goncalves-Souza, D., Verburg, P. H., & Dobrovolski, R. 2020: Habitat loss, extinction predictability and conservation efforts in the terrestrial ecoregions - *Biological Conservation*, 246, 108579. 8 pp.
- Goodacre, A.K., Bonham-Carter, G.F., Agterberg F.P. and Wright, D.F., 199: A statistical analysis of the spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec - *Tectonophysics*, 217, 285-305.

- Hagen, A. 2003: Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps - International Journal of Geographical Information Science, 17(3), 235-249.
- Hemati, T., Pourebrahim, S., Monavari, M., & Baghvand, A. 2020: Species-specific nature conservation prioritization (a combination of MaxEnt, Co \$ ting Nature and DINAMICA EGO modeling approaches). - Ecological Modelling, 429, 109093. 8 pp.
- INEGI (National Institute of Statistic and Geography). 2012: Guide for the interpretation of cartography: land use and vegetation: scale 1: 250,000: series IV. National Institute of Statistic and Geography. Mexico: INEGI. [in Spanish]
- INEGI (National Institute of Statistic and Geography). 2015: Guide for the interpretation of cartography: land use and vegetation: scale 1: 250,000: series V. National Institute of Statistic and Geography. Mexico: INEGI. [in Spanish]
- INEGI (National Institute of Statistic and Geography). 2017: Guide for the interpretation of cartography: land use and vegetation: scale 1: 250,000: series VI. National Institute of Statistic and Geography. Mexico: INEGI.. vii, 204 p. [in Spanish]
- Jakob, C., & Poulin, B., 2016: Indirect effects of mosquito control using Bti on dragonflies and damselflies (Odonata) in the Camargue - Insect Conservation and Diversity, 9(2), 161-169.
- Knight, T. M., McCoy, M. W., Chase, J. M., McCoy, K. A., & Holt, R. D.: 2005. Trophic cascades across ecosystems - *Nature*, 437 (7060), 880-883.
- Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H.J., Agbola S.B., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., *et al.*, 2001: The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving Beyond the Myths - *Global Environmental Change*, 11 (4), 261–269.
- Lin, J., Huang, J., Prell, C., & Bryan, B. A. (2021). Changes in supply and demand mediate the effects of land-use change on freshwater ecosystem services flows. *Science of The Total Environment*, 763, 143012.
- López A. 2012: Deforestation in Mexico: A preliminary analysis - Centro de Investigación y Docencia Económica C. A. CIDE 527. 46 pp. [in Spanish, English abstract]
- López A.A., Ríos J.M., Sandoval F.A. and Farfán M. 2019: Analysis and spatial modeling of deforestation patterns (2005-2025) in the La Unión micro-basin of the municipality of Chiapa de Corzo, Chiapas - *Sociedad y Ambiente*, (7) 18, 117-143. [in Spanish, English abstract]
- Manson, S., 2006: Land use in the southern Yucatan peninsular region of Mexico: Scenario of population and institutional change *Computer - Environmental and Urban Systems*, Issue 30, 230-253.
- Mas J F and Correa Sandoval, 2000: Analysis of the fragmentation of the landscape in the protected area "Los Petenes", Campeche, Mexico – *Investigaciones Geográficas*. 43, 42-59. [in Spanish, English abstract].
- Mas J. F. 2017: Analysis and modeling of patterns and processes of change - Center for Environmental Geography Research, UNAM. University City, Coyoacán, Mexico City. 40 pp. [in Spanish, English abstract].
- Mas J F and Flamenco-Sandoval A, 2011: Modeling of land cover / use changes in a tropical region of Mexico - *GeoTropico*, 5(1), 1-24. [in Spanish, English abstract].
- Mendoza-Penagos, C. C., Calvão, L. B., & Juen, L. 2021: A new biomonitoring method using taxonomic families as substitutes for the suborders of the Odonata

- (Insecta) in Amazonian streams - *Ecological Indicators*, 124, 107388. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107388>.
- Monteiro J. C., Marques Couceiro S. R., Hamada N. & Juen L. 2013: Affect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonian, Brazil - *International Journal of Odonatology*, 16 (2), 135-144.
- Monteiro J. C., Silva E, De Amorim Reis A.L., Mesquita Souza Santos J.P. 2018: Dynamical spatial modelling to simulate the forest scenario in Brazilian dry forest landscapes - *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1, 7 pp.
- Oliveira, U., Soares-Filho, B.S., Santos, A.J., Paglia, A.P., Brescovit, A.D., de Carvalho, C.J., Silva D., Rezende D., Leite F., Batista J. *et al.*, 2019: Modelling highly biodiverse areas in Brazil. *Scientific reports*, 9(1), 1-9.
- Pearson, R.G., Thuiller W., Araújo. M.B., Martínez-Meyer E., Brotons L., McClean C., Miles L., Segurado P., Dawson T.P. and Less D.C. 2006: Model-based uncertainty in species range prediction - *Journal of Biogeography*, 33, 1704–1711.
- Pereira-Moura, L., de Sena, W.S., Neiss, U.G. Marques S. R. 2021: Environmental integrity as a modeler of the composition of the Odonata community. - *Environ Monit Assess* 193, 160. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08957-8>, 12 pp.
- Pérez-Vega A.J.-F., Mas, A., Zielinska, L., 2012: Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest - *Environmental modeling & software*. 29 (1), 11–23.
- Phillips S.J, Anderson R.P., Schapire R.E. 2006: Maximum entropy modelling of species geographic distributions - *Ecological Modelling*, 190, 231 259. 29 pp.
- Piontekowski J., da Silva S., Mendoza H., Costa W., Ribeiro F. 2012: Modeling deforestation for the State of Acre using the DINAMICA EGO program. *Anais 4º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Bonito, Embrapa Informática Agropecuária/INPE*, p.1064-1075. [in Portuguese, English abstract].
- Prieto-Amparán J., Villareal-Guerrero F., Martínez-Salgado M., Manjarrez-Domínguez C., Vázquez-Quintero G. and Pinedo-Alvarez A. 2019: Spatial near future modeling of land use and land cover changes in the temperate forests of Mexico - *PeerJ*. DOI 10.7717/peerj.6617, 25 pp.
- Reid A.J., Carlson A., Creed I.F., Eliason E.J., Peter A. Gell P.A., Johnson P.T., Kidd K.A., MacCormack T.J., Olden J.D., *et al.*, 2019: Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity - *Biological Reviews*, 94(3), 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>, 25 pp.
- Remsburg, A.J., Olson, A.C., & Samways, M.J., 2008: Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance - *Journal of insect behavior*, 21(6), 460-468.
- Rodrigues H. and Soares-Filho B., 2018: A Short Presentation of Dinamica EGO. Chapter 35. In: *Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios*. (eds): Camacho O M.T, Paegelow M., Mas J.F., Escobar F. Springer Publishing. p 493-498.
- Rocha-Ortega, M., Rodríguez, P. and Córdoba-Aguilar, A. 2019: Spatial and temporal effects of land use change as potential drivers of odonate community composition but not species richness – *Biodiversity and Conservation*, 28, 451-466.

- Rodríguez-Tapia, G., Rocha-Ortega, M., & Córdoba-Aguilar, A. 2020: An index to estimate the vulnerability of damselflies and dragonflies (Insecta: Odonata) to land use changes using niche modelling - *Aquatic Insects*, 41(3), 254-272.
- Rykiel Jr, E.J. 1996: Testing ecological models: the meaning of validation - *Ecological modelling*, 90(3), 229-244.
- Soares-Filho, Britaldo Silveira; Coutinho Cerqueira, Gustavo, and Lopes Pennachin, Cássio 2002: "DINAMICA – a Stochastic Cellular Automata Model Designed to Simulate the Landscape Dynamics in an Amazonian Colonization Frontier" - *Ecological modelling*, vol. 154(3), pp. 217-235.
- Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Vera Diaz, M.D.C., Rivero, S., Solórzano & Voll, E. 2004: Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor - *Global change biology*, 10(5), 745-764.
- Soares-Filho B., Nepstad D., Curran L., Cerqueira G., García A., Ramos C., Voll E., McDonald A., Lefebvre P & Schlesinger P. 2006: Modelling conservation in the Amazon basin - *Nature Letters*. Vol. 440. 520-523.
- Soares-Filho, B.; Rodrigues, H.; Costa, W. 2009: Environmental dynamics modeling with Dynamics-EGO. Guidice, R. trad. Belo Horizonte, Brazil, Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais. 119 p.
- Soares-Filho, B.; Rodrigues, H.; Costa, W. 2015: Modeling of environmental dynamics Ego Dynamics [in Portuguese, English abstract] - Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais, MG, Brasil, 119 p.
- Turner, B.L. and W.B. Meyer 1994: Global land use and land cover change: an overview. In: Meyer, B.W. and B. L. Turner II. *Changes in land use and land cover: a global perspective*. Cambridge University Press.
- Veloz, S. D. 2009: Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models' - *Journal of Biogeography*, 36, 2290–2299.
- Viégas V.S., Barros L.F., Cruz C.B., Souza E.M. 2020: Modeling urban spatial dynamics using cellular automata – a prognostic approach for 2030 in Planning Area 4 / Rio de Janeiro - *Revista Continentes*, 17: 297-313. [in Portuguese, English abstract]
- Ximenes A.C., Almeida C.M., Amaral S., Escada M.I.S., Aguiar A.P.D. 2011: Spatial dynamic modelling of deforestation in the Amazon. In: *Cellular automata-simplicity behind*. Brazil: InTech DOI 10.5772/16137.
- Yanai A.M., Fearnside P.M., Graça P.M.L. de Alencastro, Nogueira E.M. 2012: Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve - *Forest Ecology and Management* 282:78_91 DOI 10.1016/j.foreco.2012.06.029.

Tables

Table 1. Values used to construct the index of vulnerability for odonates (IVO) for each species (modified from Rodríguez-Tapia *et al.*, 2020).

No.	Family	Species	IVO
1	Coenagrionidae	<i>Enallagma semicirculare</i> Selys, 1876	3
2	Gomphidae	<i>Phyllogomphoides luisi</i> González-Soriano and Novelo-Gutiérrez, 1988	2.5
3	Aeshnidae	<i>Anax junius</i> (Drury, 1773)	2
4	Coenagrionidae	<i>Apanisagrion lais</i> (Selys, 1876)	2
5	Lestidae	<i>Archilestes grandis</i> (Rambur, 1842)	2
6	Coenagrionidae	<i>Argia anceps</i> Garrison, 1996	2
7	Coenagrionidae	<i>Argia extranea</i> (Hagen, 1861)	2
8	Coenagrionidae	<i>Argia pallens</i> Calvert, 1902	2
9	Coenagrionidae	<i>Argia sedula</i> (Hagen, 1861)	2
10	Coenagrionidae	<i>Enallagma civile</i> (Hagen, 1861)	2
11	Coenagrionidae	<i>Enallagma praevarum</i> (Hagen, 1861)	2
12	Libellulidae	<i>Erythrodiplax funérea</i> (Hagen, 1861)	2
13	Calopterygidae	<i>Hetaerina sempronia</i> Hagen in Selys, 1853	2
14	Megapodagrionidae	<i>Heteragrion albifrons</i> Ris, 1918	2
15	Megapodagrionidae	<i>Heteragrion alienum</i> Williamson, 1919	2
16	Libellulidae	<i>Libellula croceipennis</i> Selys, 1868	2
17	Pseudostigmatidae	<i>Megaloprepus caerulatus</i> (Drury, 1782)	2
18	Libellulidae	<i>Orthemis discolor</i> (Burmeister, 1839)	2
19	Platystictidae	<i>Palaemnema paucicoba</i> Calvert, 1931	2

20	Libellulidae	<i>Pseudoleon superbus</i> (Hagen, 1861)	2
21	Coenagrionidae	<i>Argia cuprea</i> (Hagen, 1861)	1.5
22	Coenagrionidae	<i>Argia fissa</i> Selys, 1865	1.5
23	Coenagrionidae	<i>Argia garrisoni</i> Daigle, 1991	1.5
24	Coenagrionidae	<i>Argia harknessi</i> Calvert, 1899	1.5
25	Coenagrionidae	<i>Argia immunda</i> (Hagen, 1861)	1.5
26	Coenagrionidae	<i>Argia plana</i> Calvert, 1902	1.5
27	Coenagrionidae	<i>Argia rhoadsi</i> Calvert, 1902	1.5
28	Coenagrionidae	<i>Argia tarascana</i> Calvert, 1902	1.5
29	Coenagrionidae	<i>Argia tezpi</i> Calvert, 1902	1.5
30	Coenagrionidae	<i>Argia ulmeca</i> Calvert, 1902	1.5
31	Polythoridae	<i>Cora marina</i> Selys, 1868	1.5
32	Libellulidae	<i>Dythemis nigrescens</i> Calvert, 1899	1.5
33	Calopterygidae	<i>Hetaerina vulnerata</i> Hagen in Selys, 1853	1.5
34	Coenagrionidae	<i>Ischnura denticollis</i> (Burmeister, 1839)	1.5
35	Pseudostigmatidae	<i>Mecistogaster modesta</i> Selys, 1860	1.5
36	Platystictidae	<i>Palaemnema paulitoyaca</i> Calvert, 1931	1.5
37	Protoneuridae	<i>Protoneura cupida</i> Calvert, 1903	1.5
38	Aeshnidae	<i>Rhionaeschna multicolour</i> (Hagen, 1861)	1.5
39	Libellulidae	<i>Tauriphila azteca</i> Calvert, 1906	1.5
40	Coenagrionidae	<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865	1
41	Libellulidae	<i>Cannaphila insularis</i> Kirby, 1889	1

42	Libellulidae	<i>Erythrodiplax fervida</i> (Erichson in Schomburgk, 1848)	1
43	Calopterygidae	<i>Hetaerina americana</i> (Fabricius, 1798)	1
44	Libellulidae	<i>Macrothemis inequiunguis</i> Calvert, 1895	1
45	Protoneuridae	<i>Protoneura cara</i> Calvert, 1903	1
46	Aeshnidae	<i>Rhionaeschna psilus</i> (Calvert, 1947)	1
47	Libellulidae	<i>Sympetrum illotum</i> (Hagen, 1861)	1
48	Coenagrionidae	<i>Telebasis salva</i> (Hagen, 1861)	1
49	Libellulidae	<i>Tramea onusta</i> Hagen, 1861	1

Table 2. Markov matrices (annual and global) and transition matrix. **a.** Annual and global Markovian transition matrices for the 2007–2011 period. **b.** Transition matrix 2007–2011 period. The unit of area shown is the number of cells (each cell measures approximately 1 km²).

a. Single Step Transition Matrix (Annual)

		To		
		Poor	Acceptable	Optimum
from	Poor		9.92%	1.47%
	Acceptable	0.38%		2.36%
	Optimum	0.09%	9.62%	

Multi Step Transition Matrix (Global)

		To		
		Poor	Acceptable	Optimum
from	Poor		2.63%	0.37%
	Acceptable	0.10%		0.60%
	Optimum	0.02%	2.53%	

b

		To		
		Poor	Acceptable	Optimum
From	Poor		2027	299
	Acceptable	2026		12590
	Optimum	201	20625	

Figure legends

Figure 1. Study area with the prediction of species richness according to ecological niche models.

Figure 2. Real observed versus simulated maps in terms of habitat change.

Figure 3. Maps of probability of transition of change in suitability.

Figure 4. Map of projected deforestation by the year 2050.

Figure 5. Map integrating the projected deforestation and the prediction map of species richness according to ecological niche models.

Figure 1

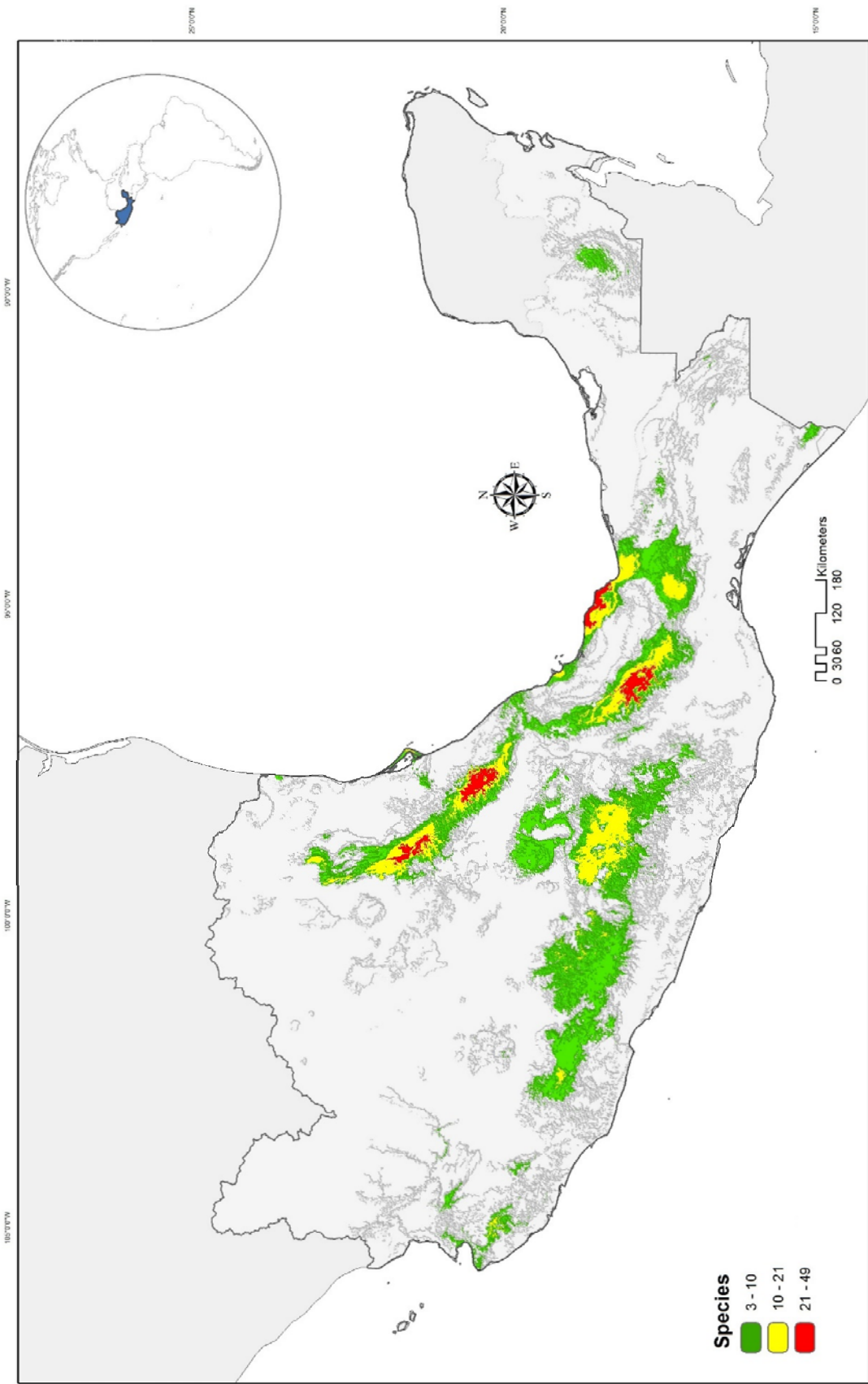


Figure 2

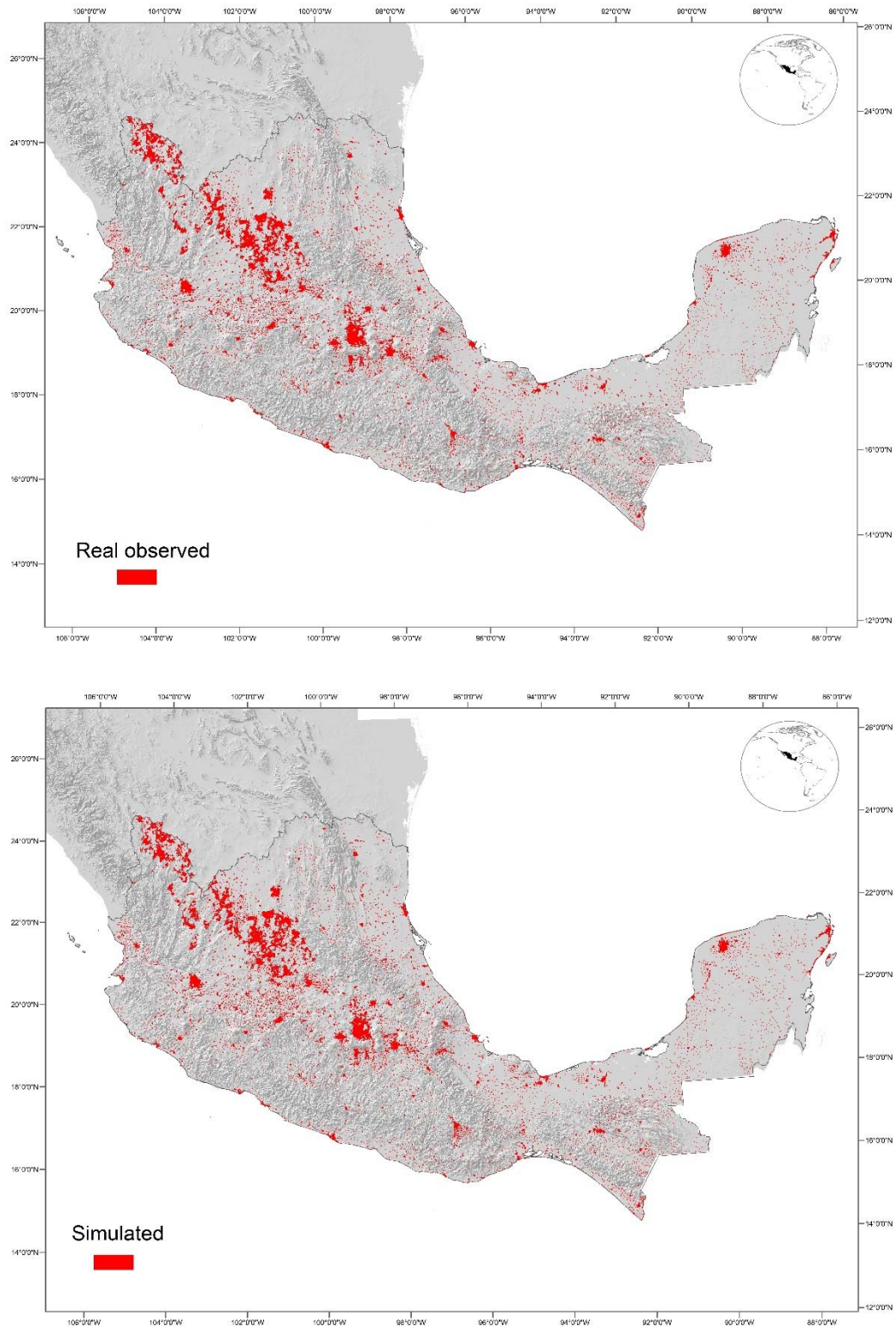


Figure 3

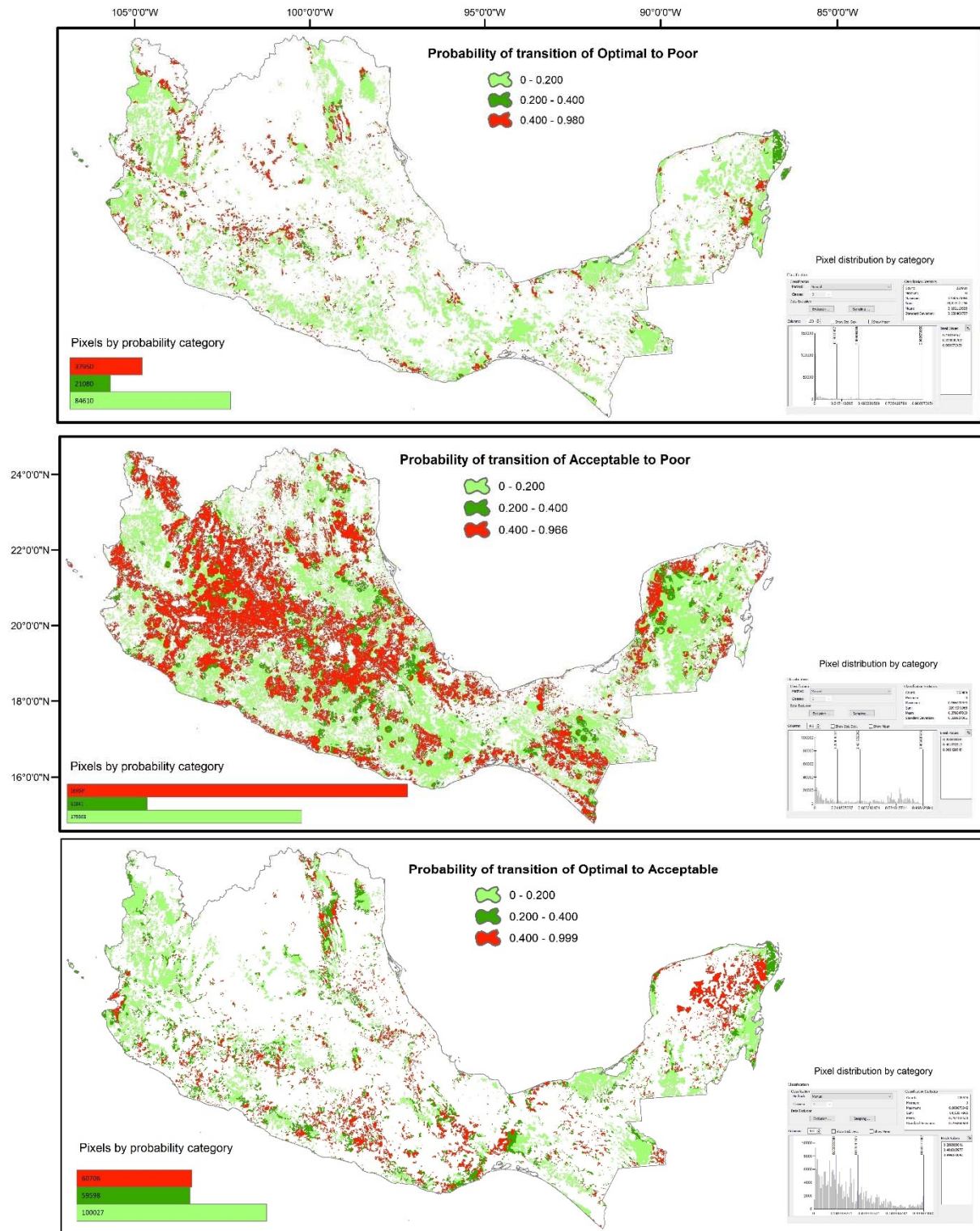


Figure 4

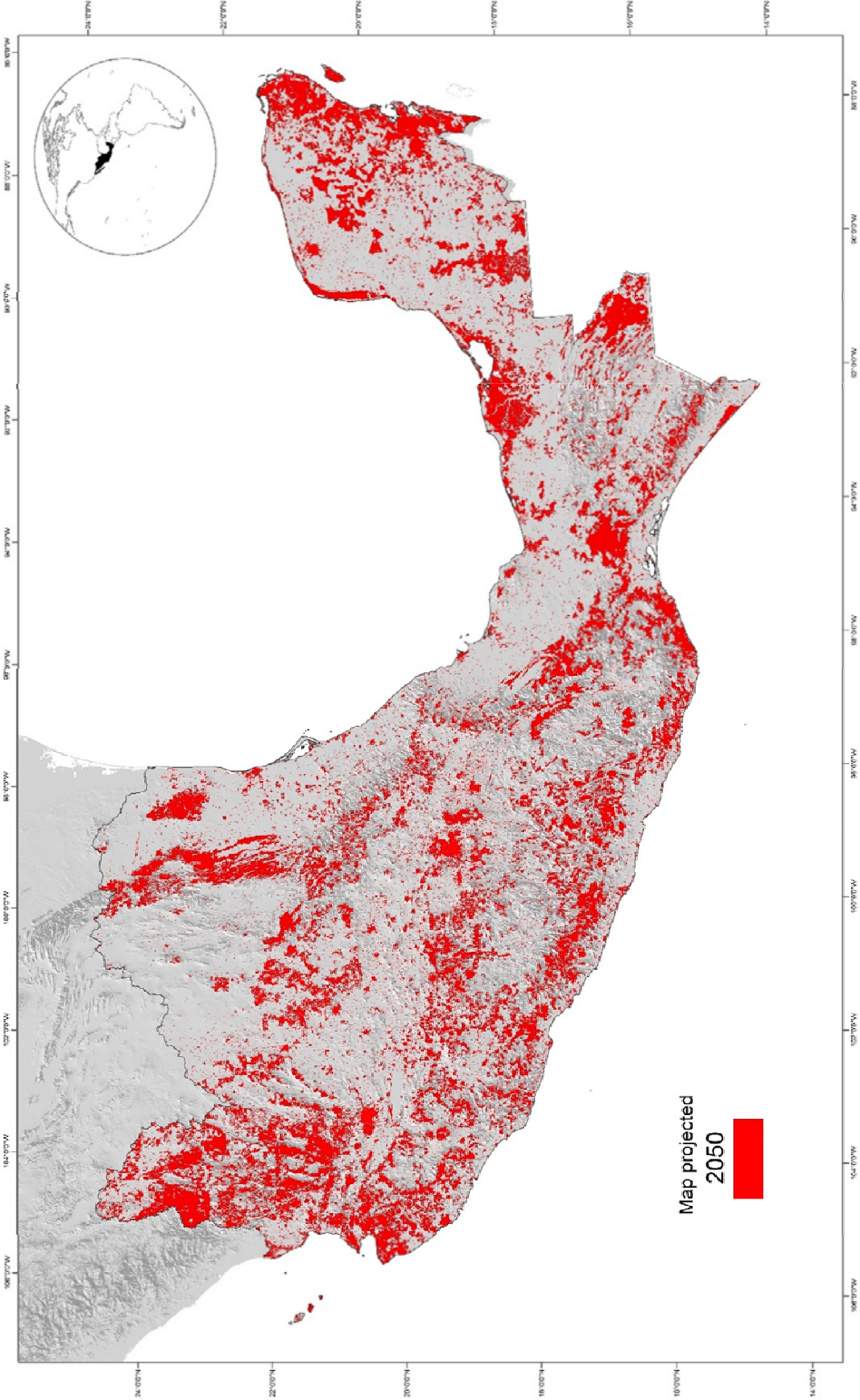
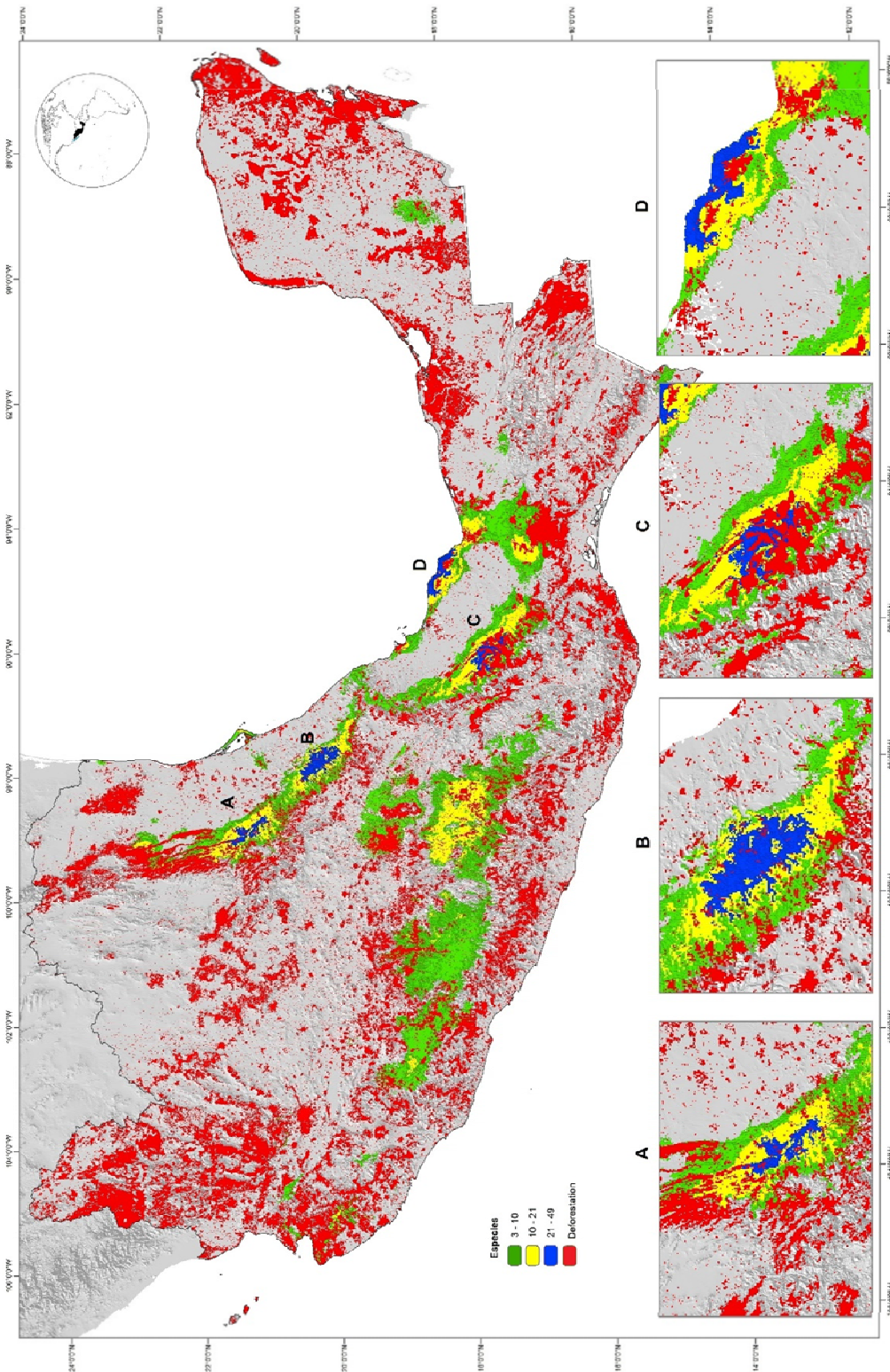
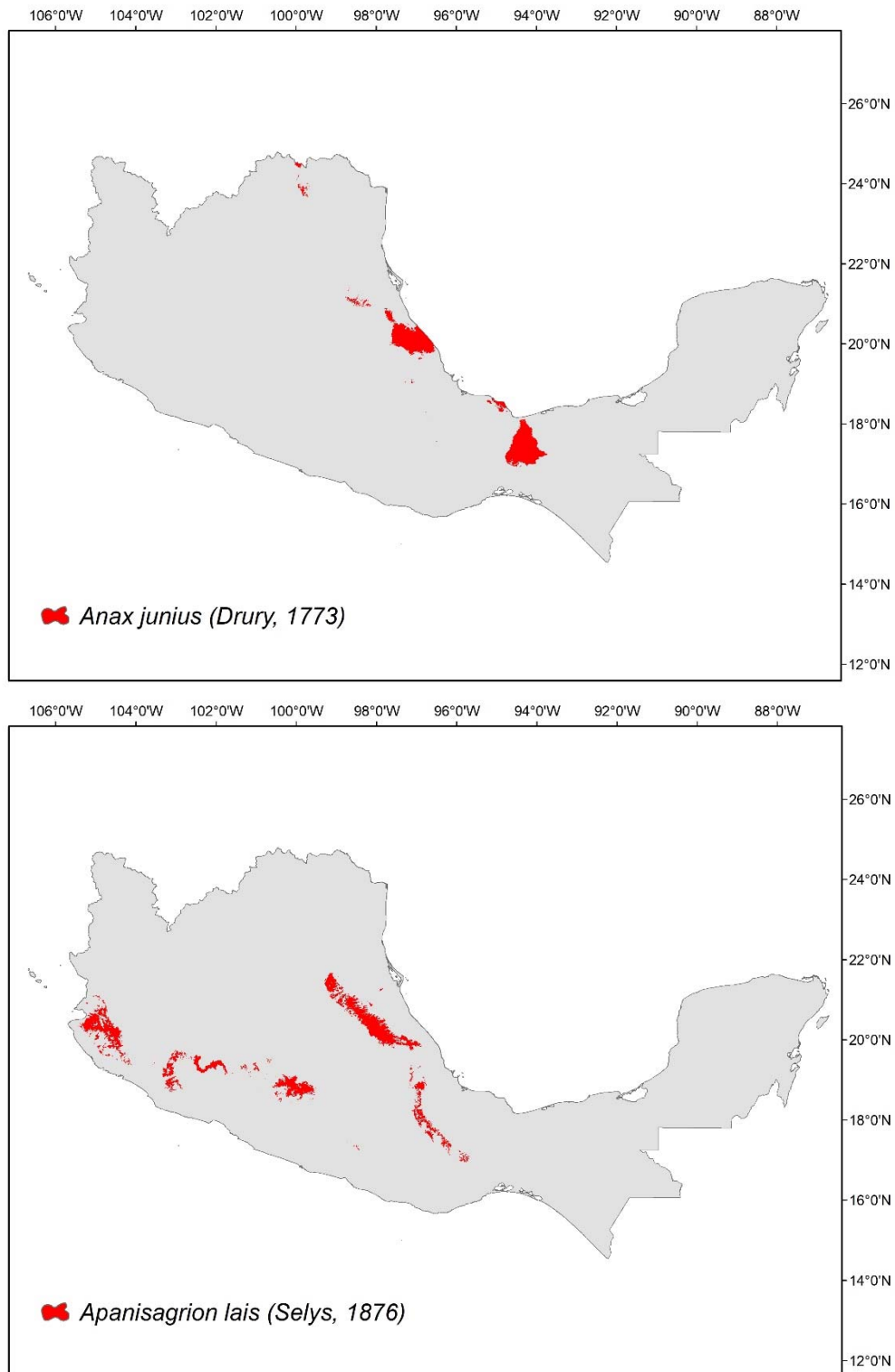


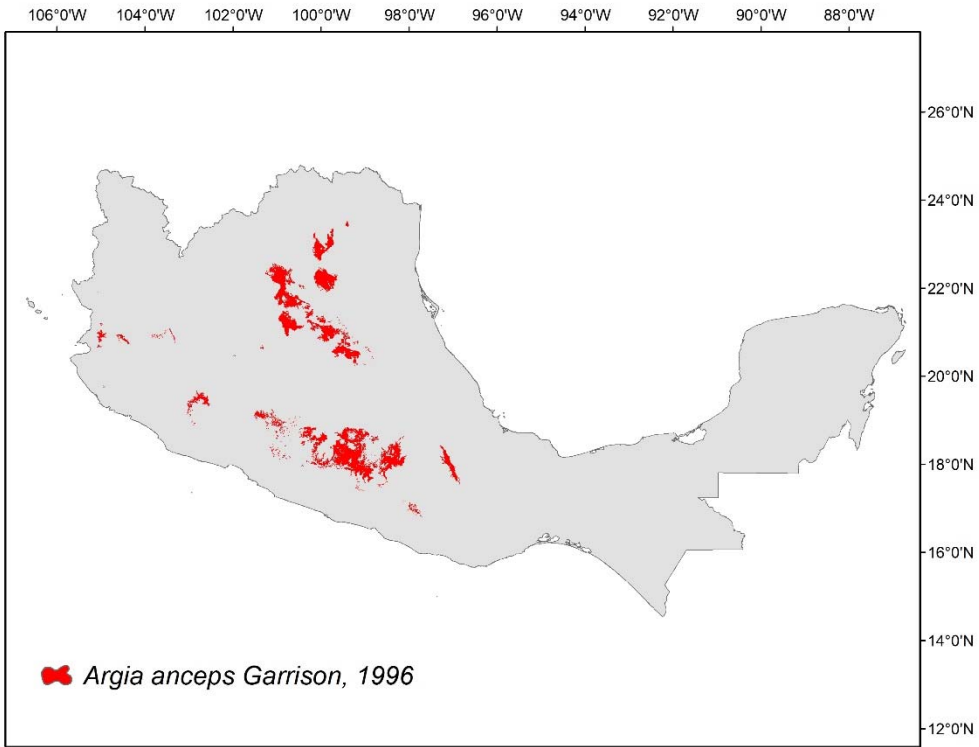
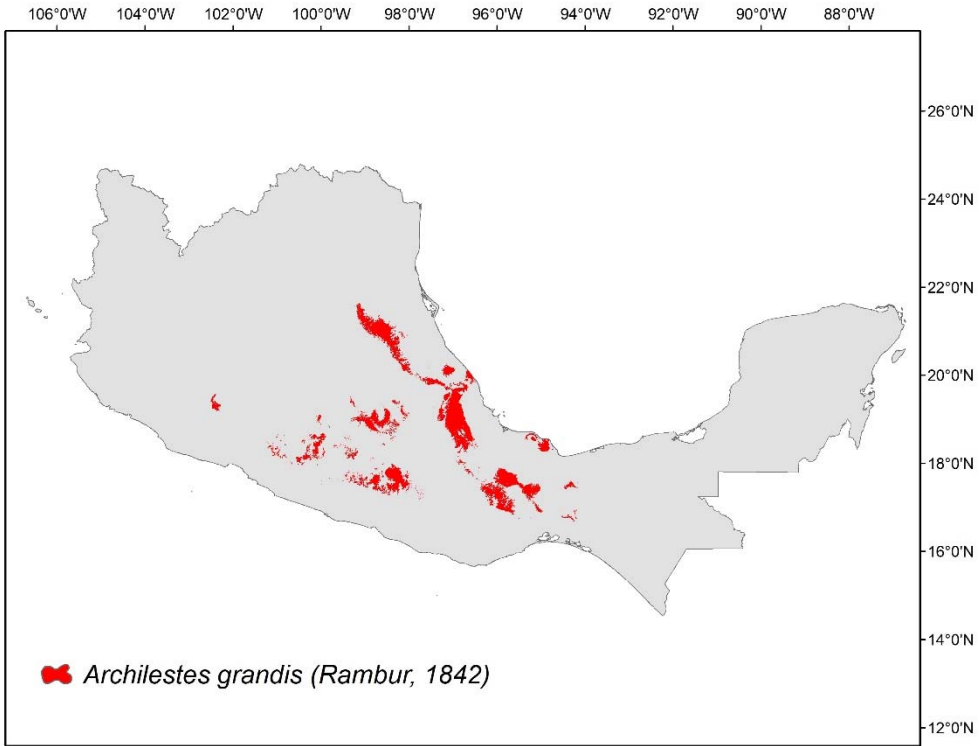
Figure 5

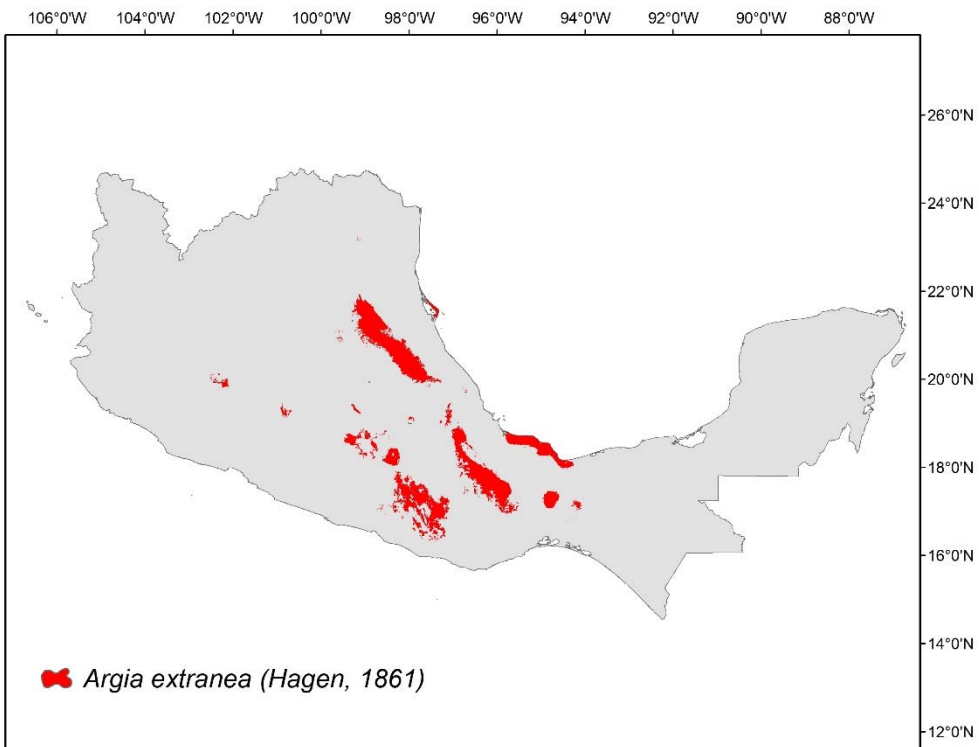
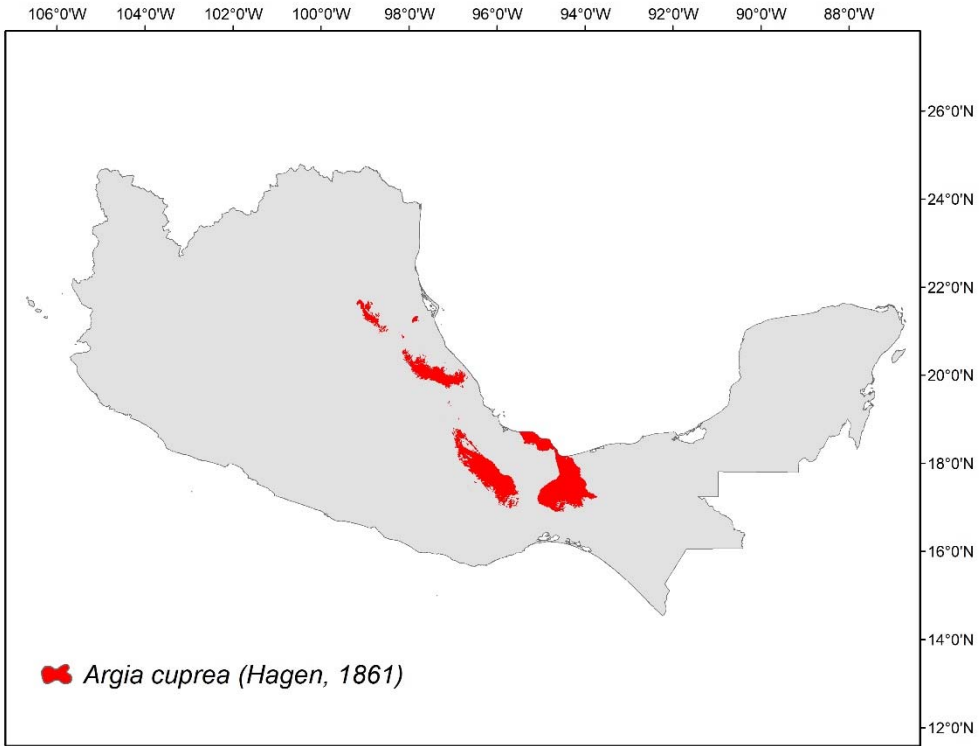


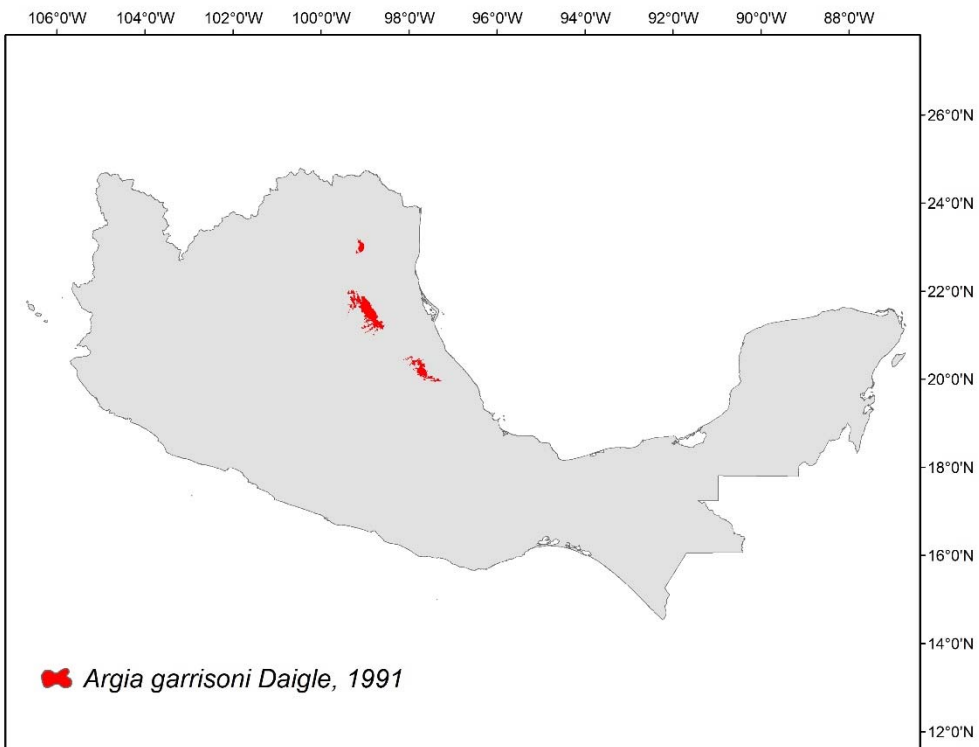
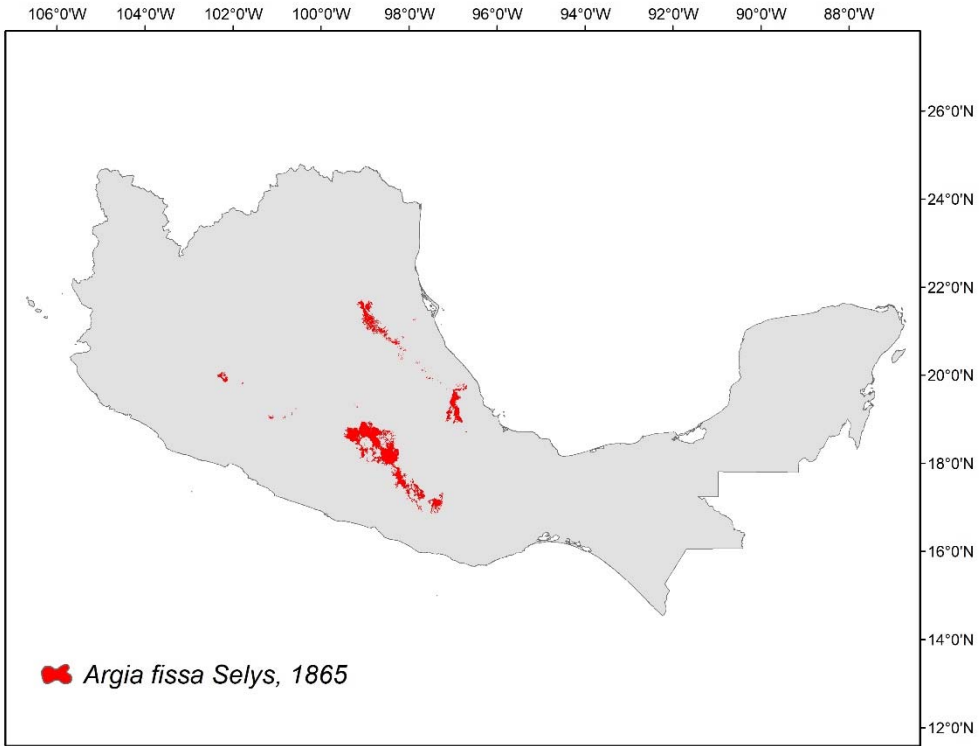
Supplementary material

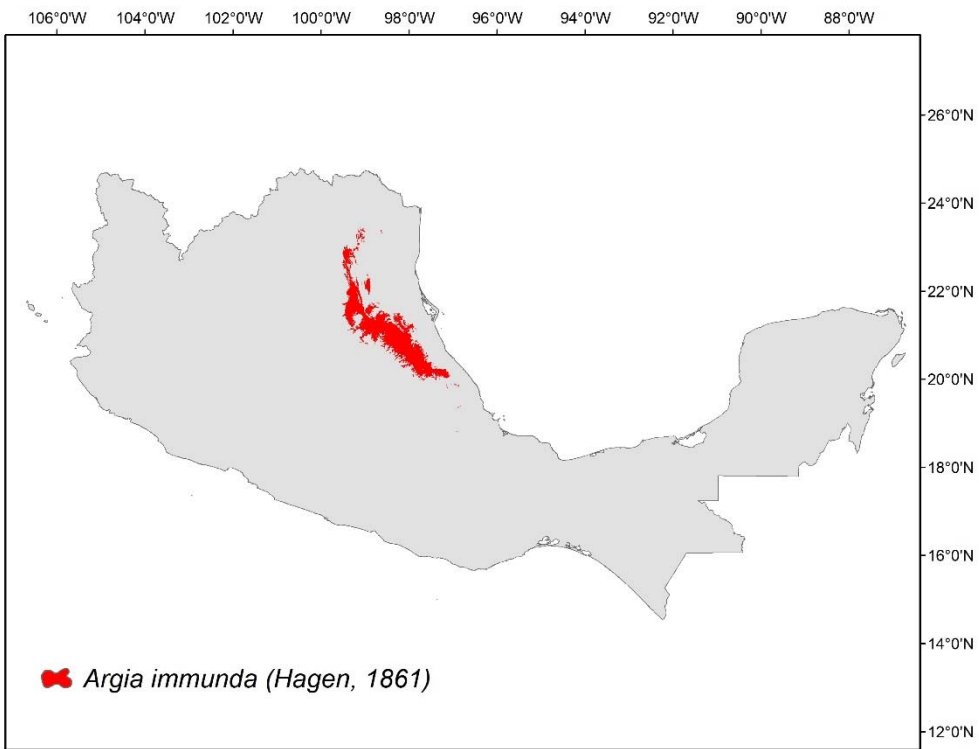
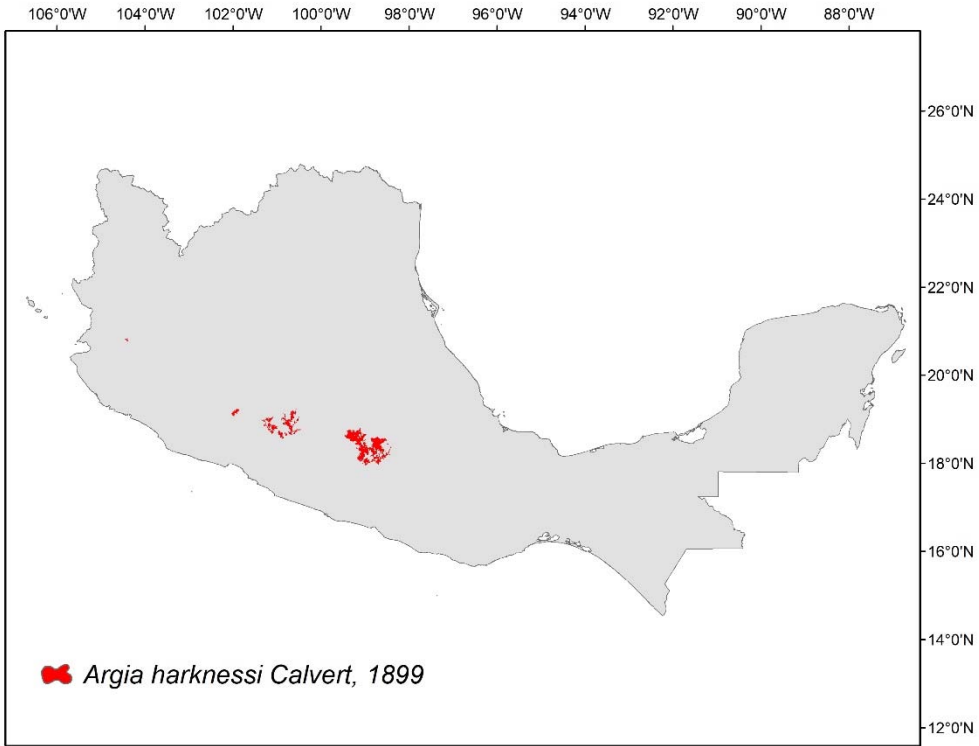
Figure 1. Niche models of the 49 species used in this study (see also Rodríguez-Tapia *et al.*, 2020). The zones in red correspond to the areas selected by the ecological niche models with a threshold value above of 0.6 and converted to binary values.

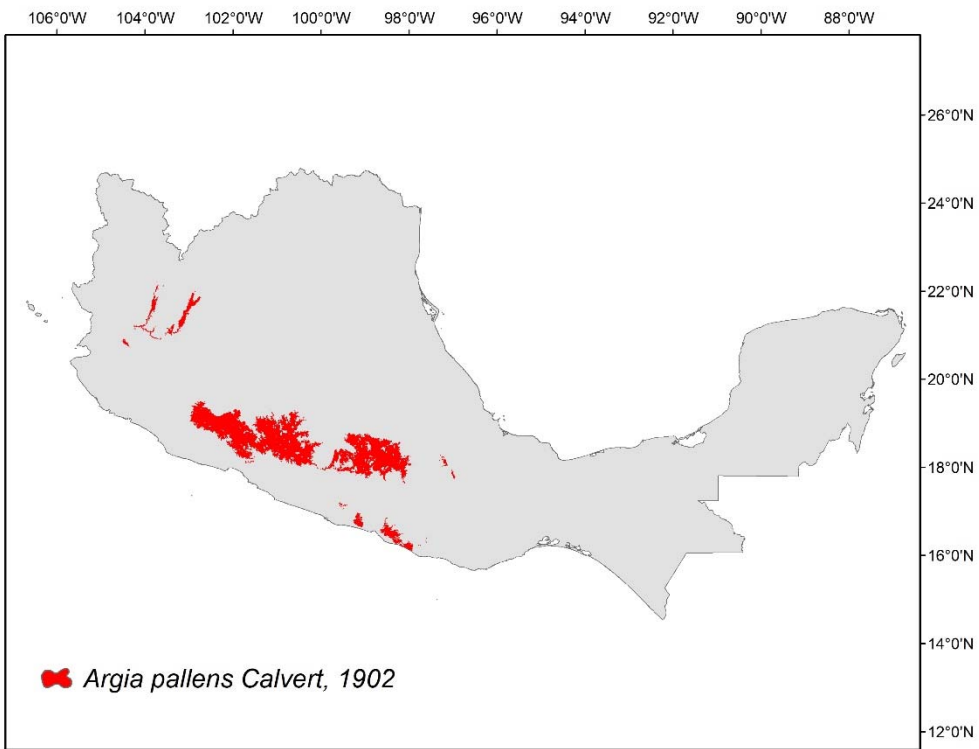
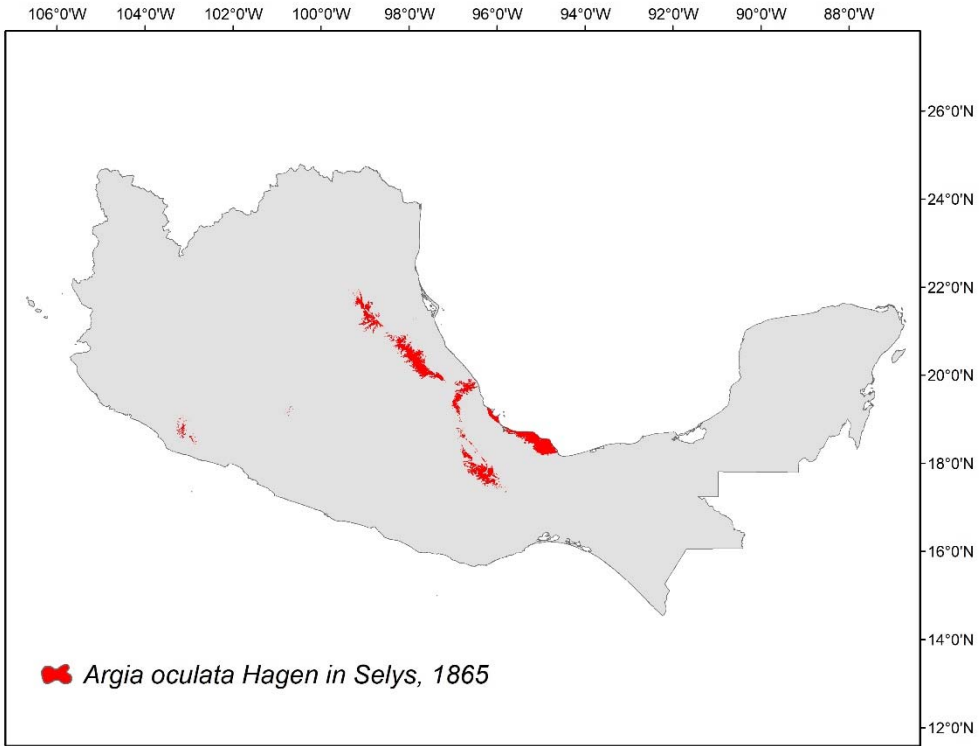


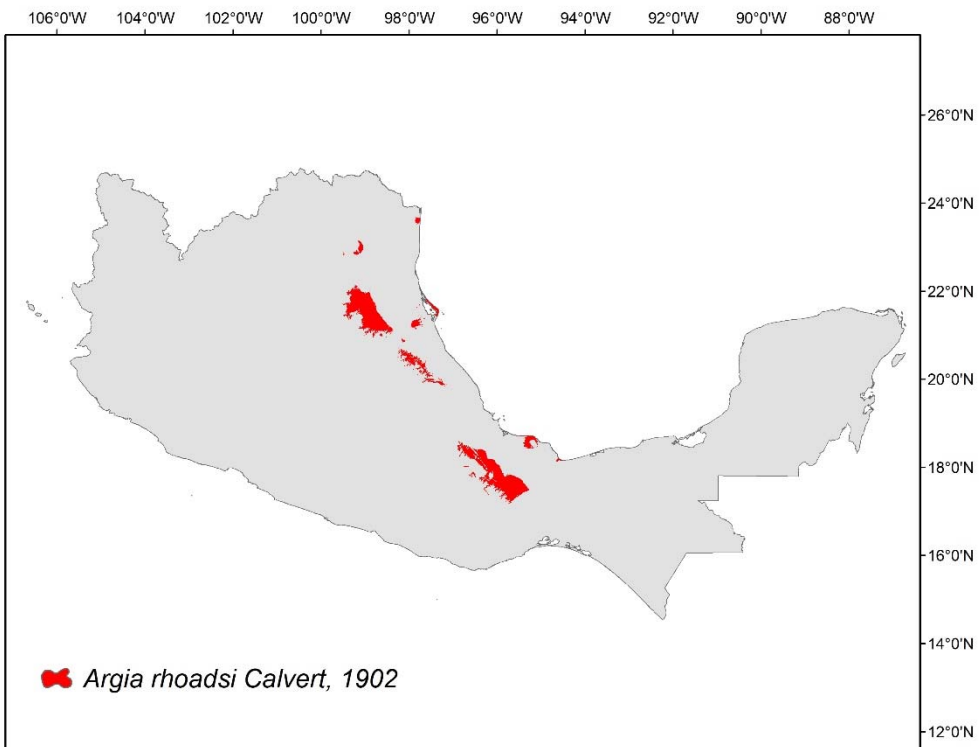
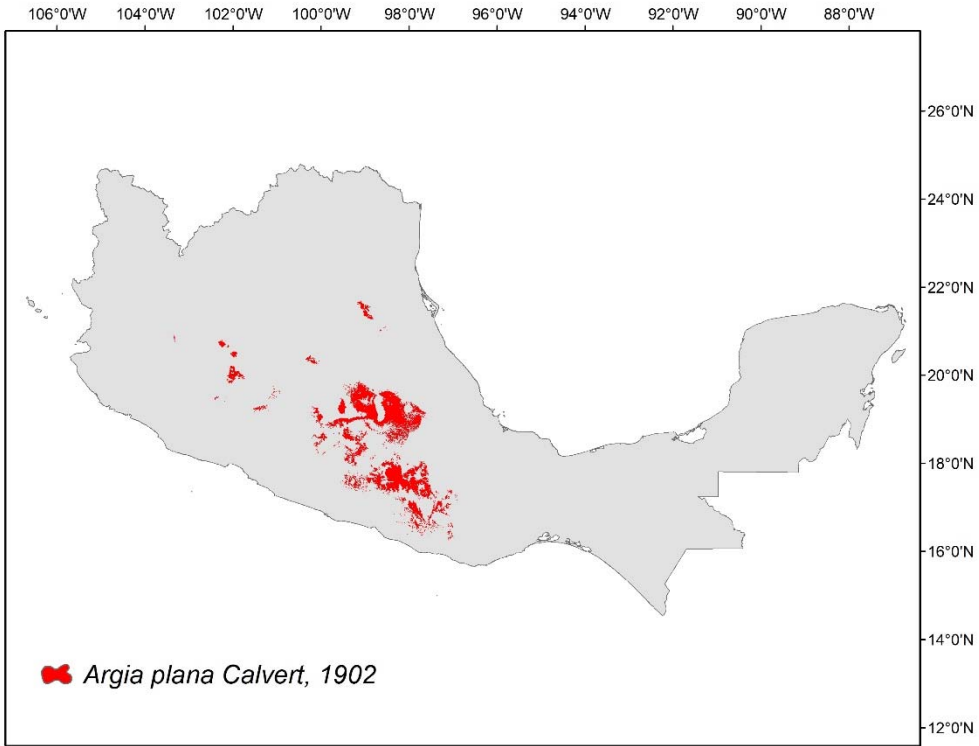


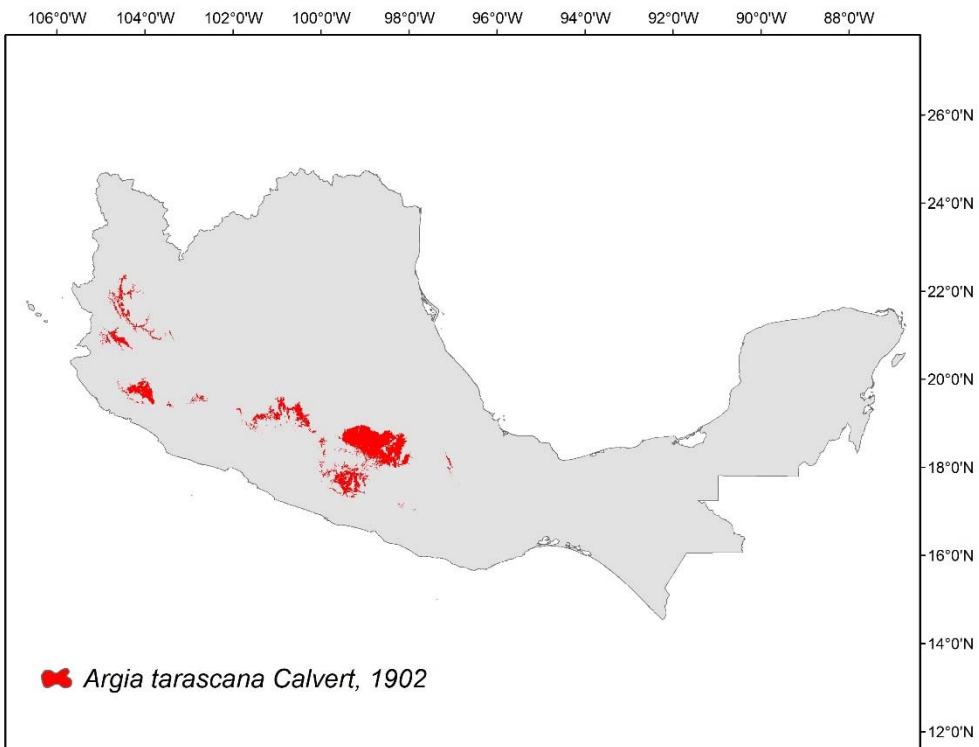
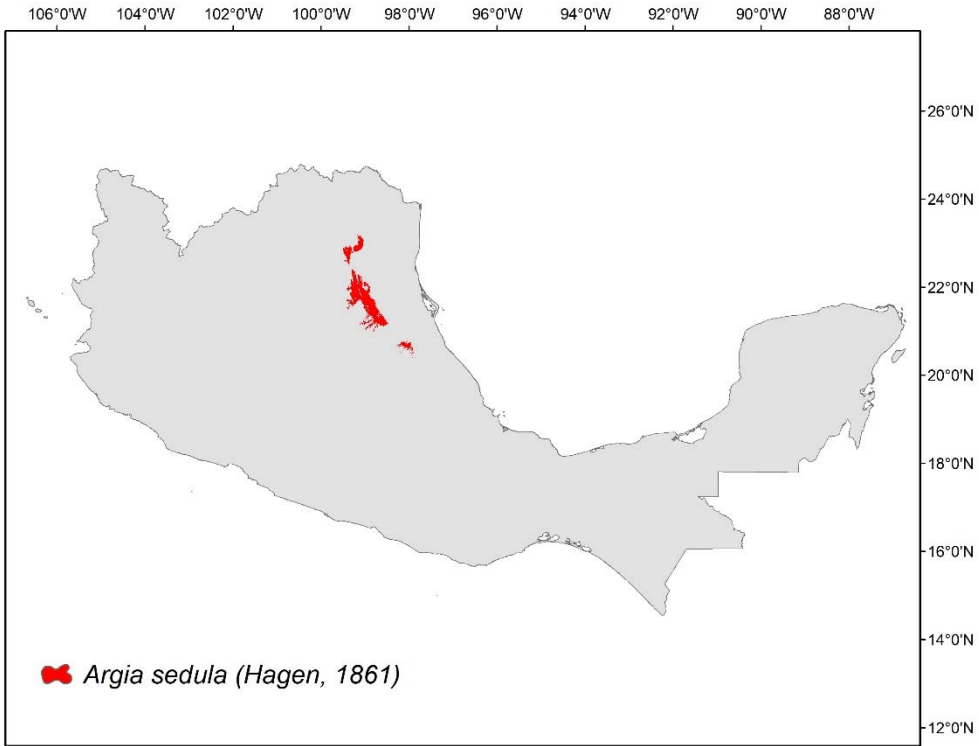


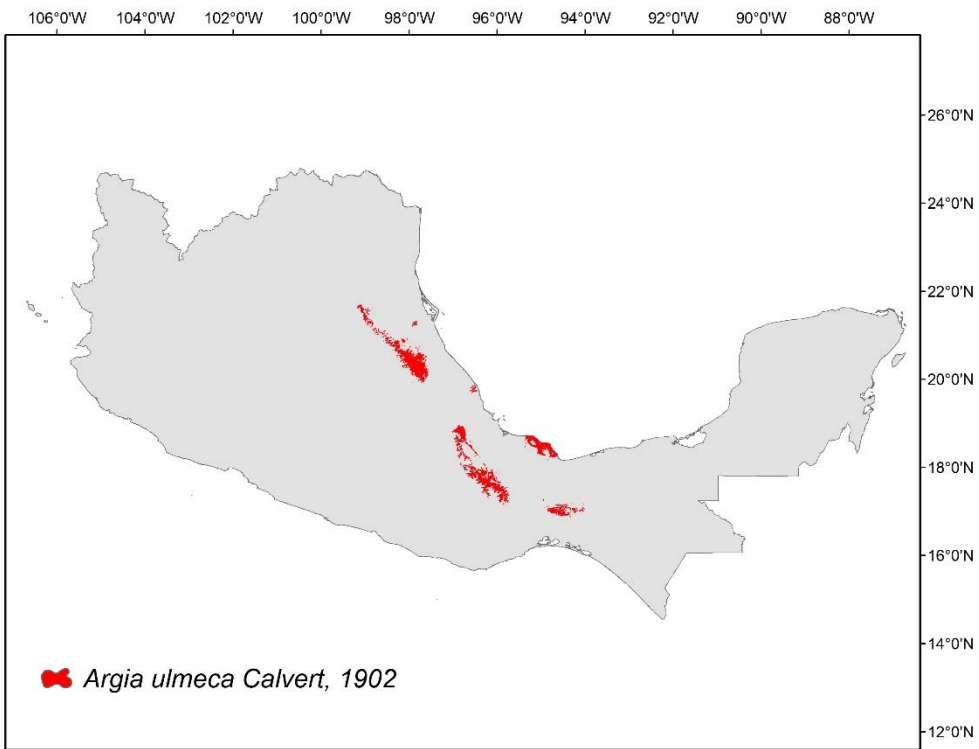
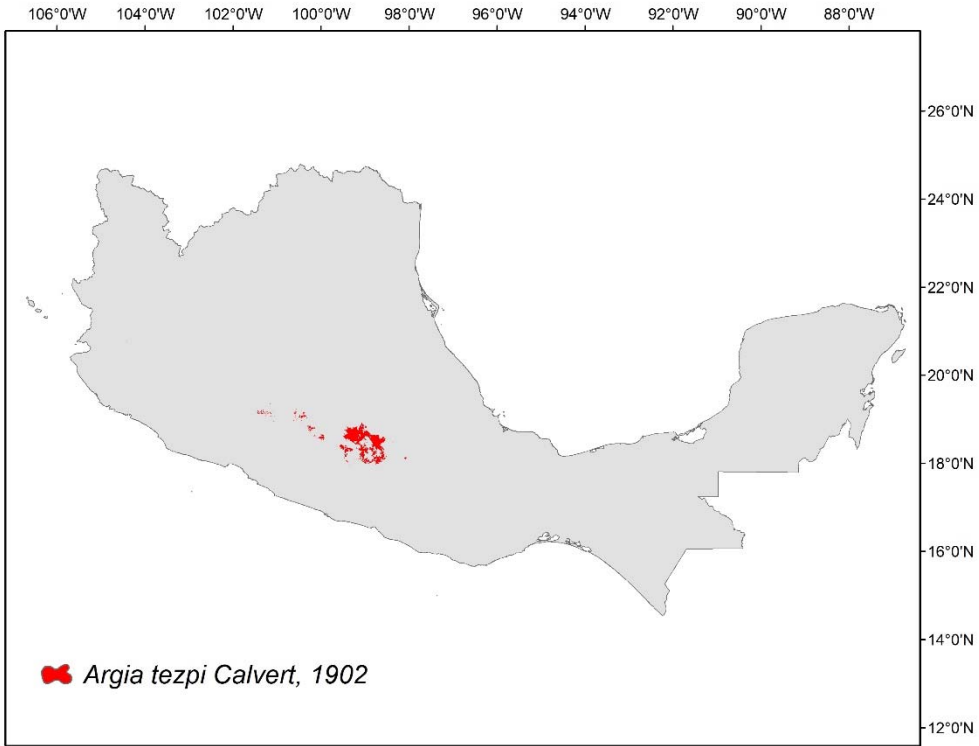


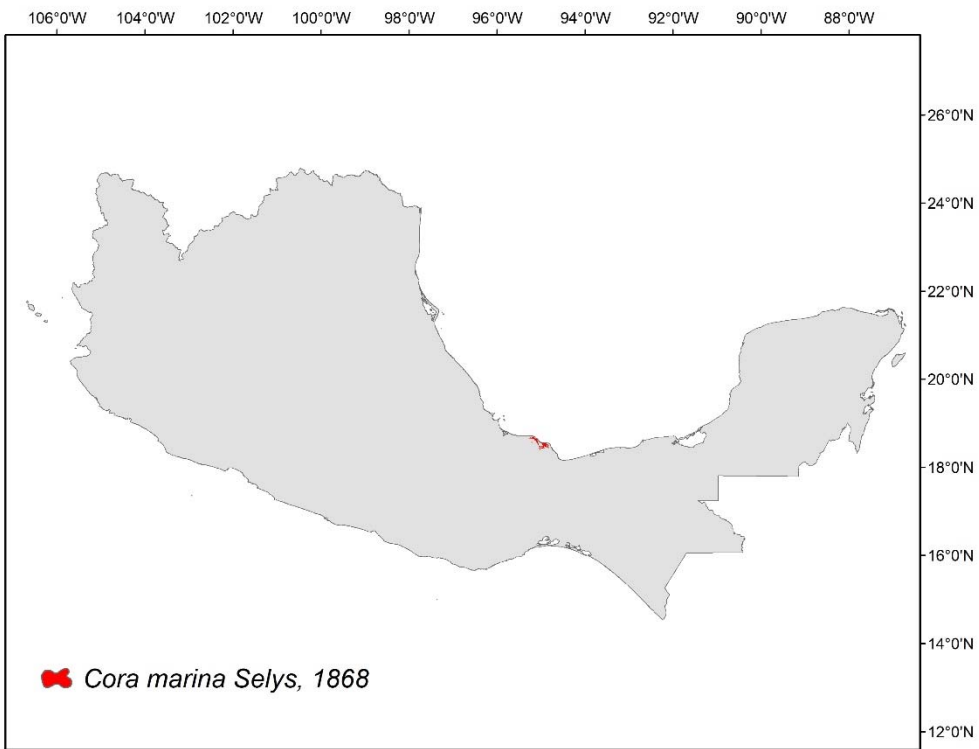
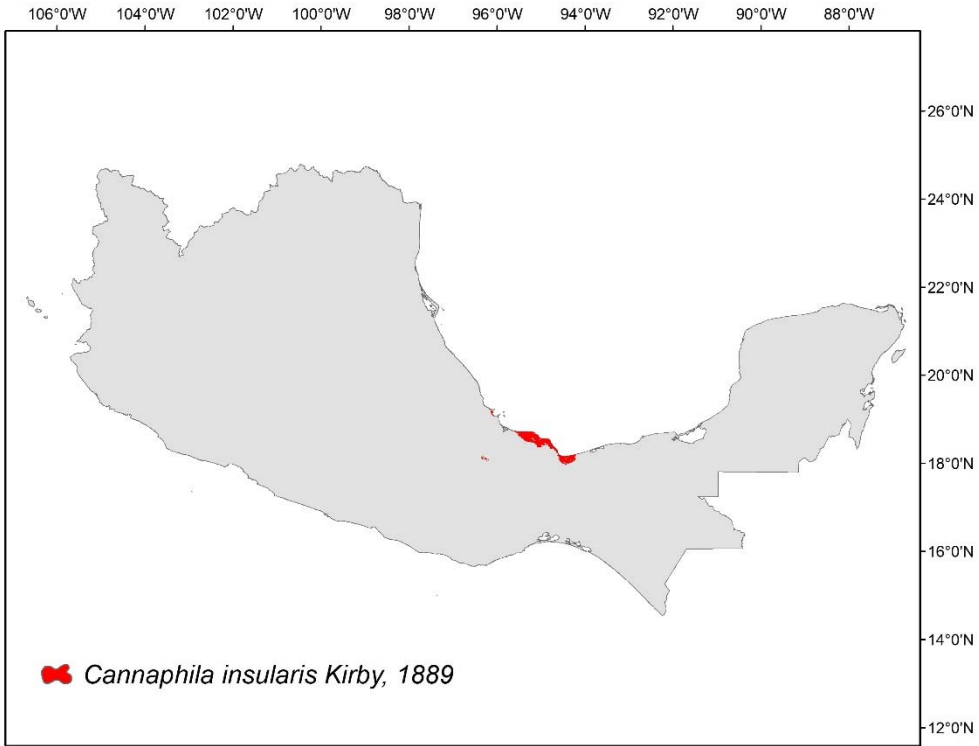


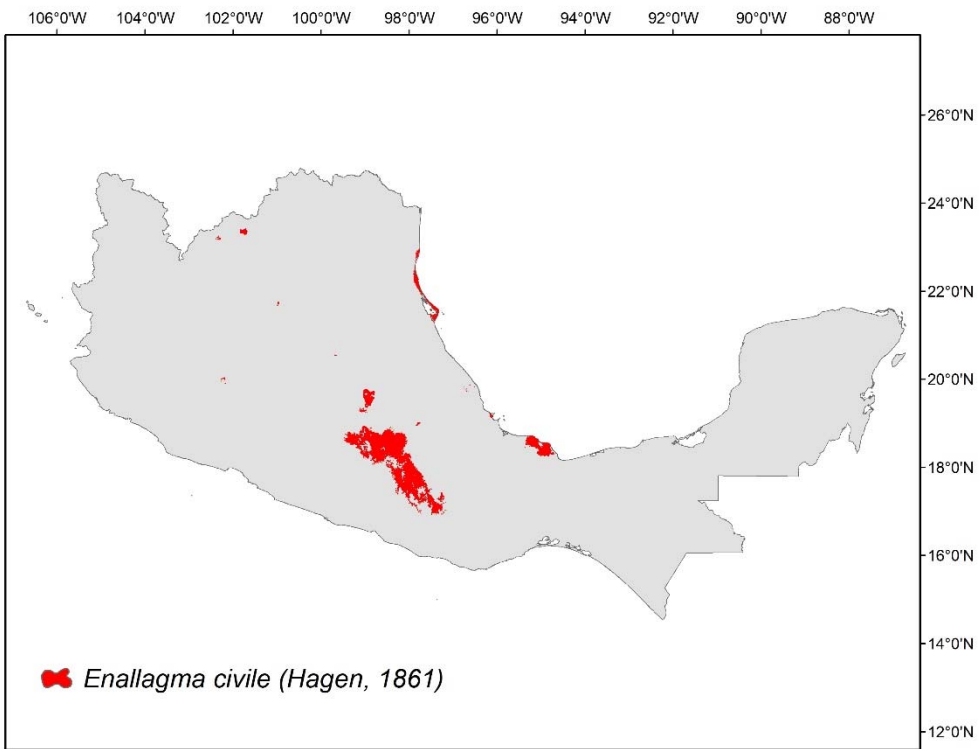
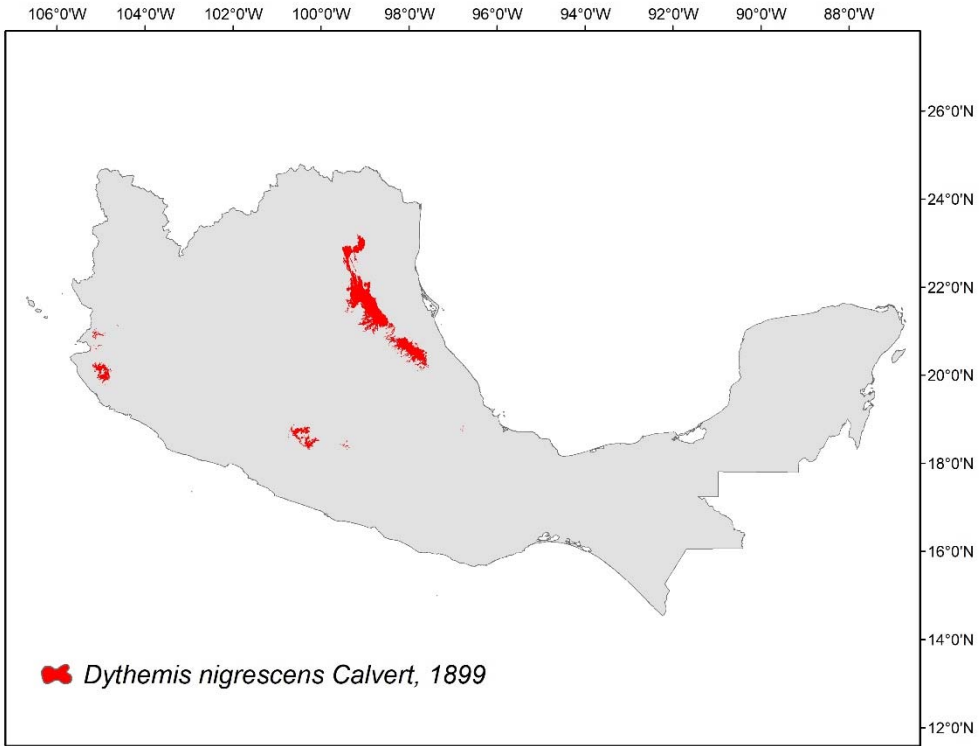


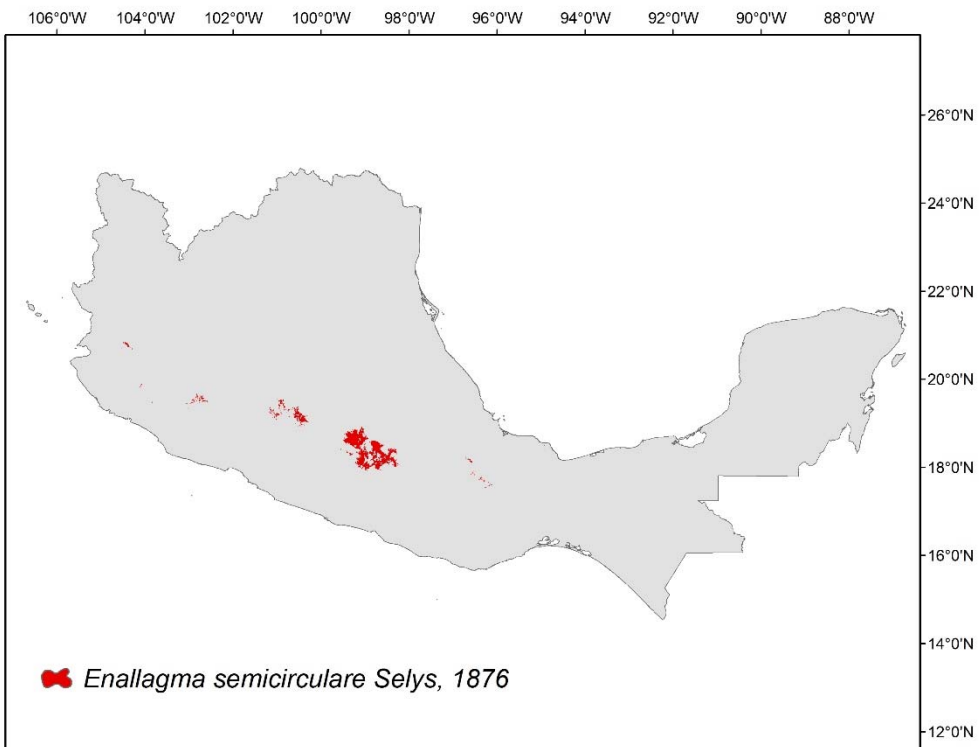
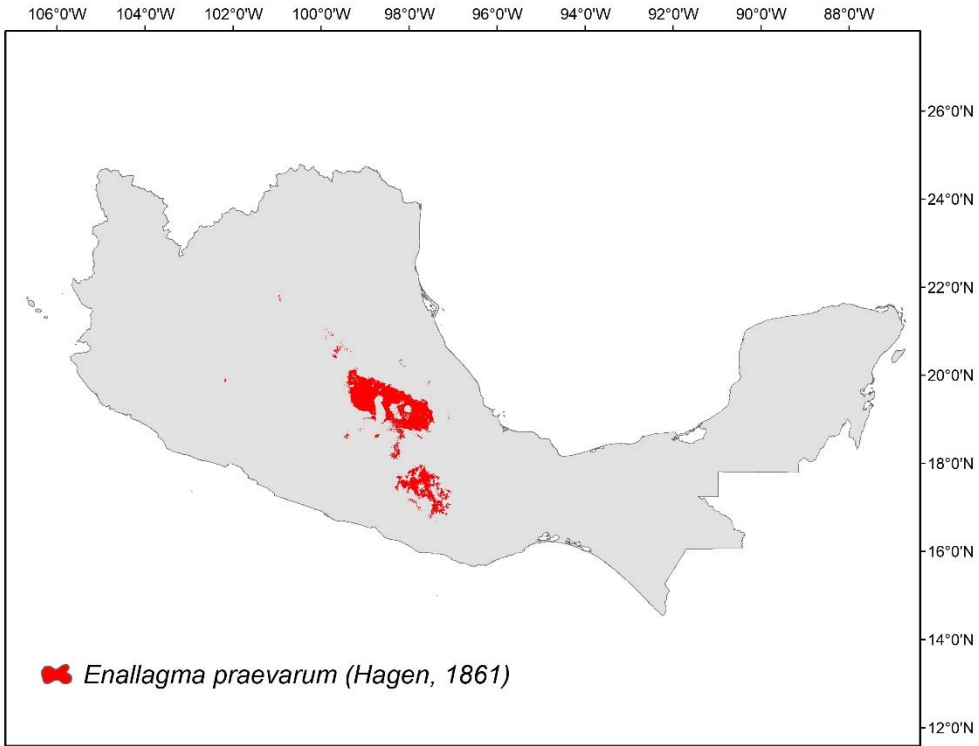


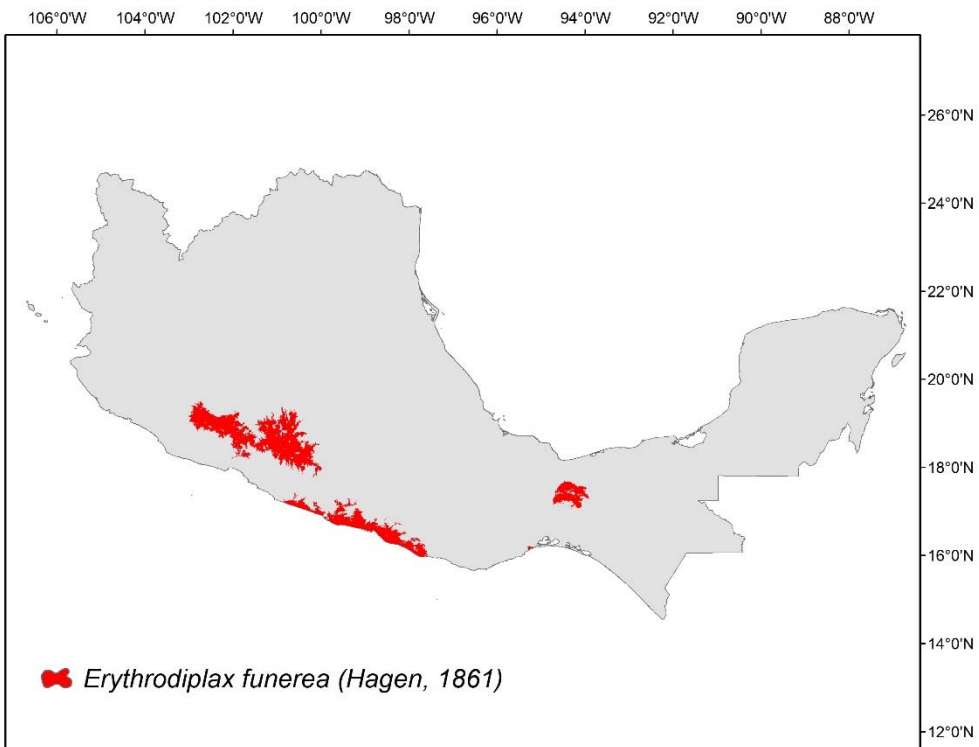
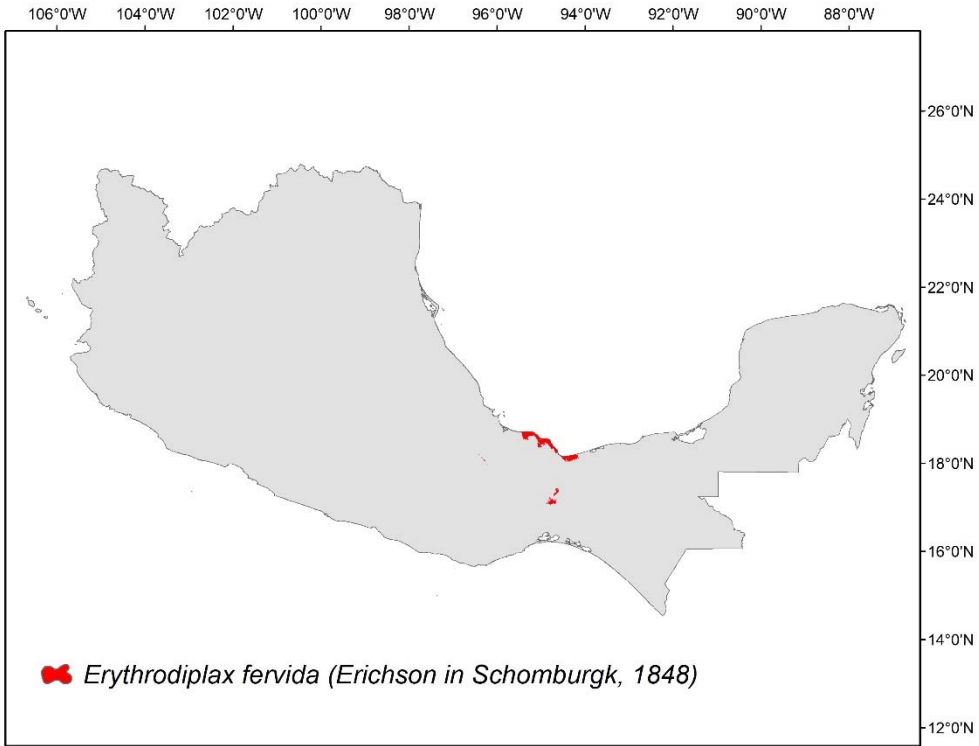


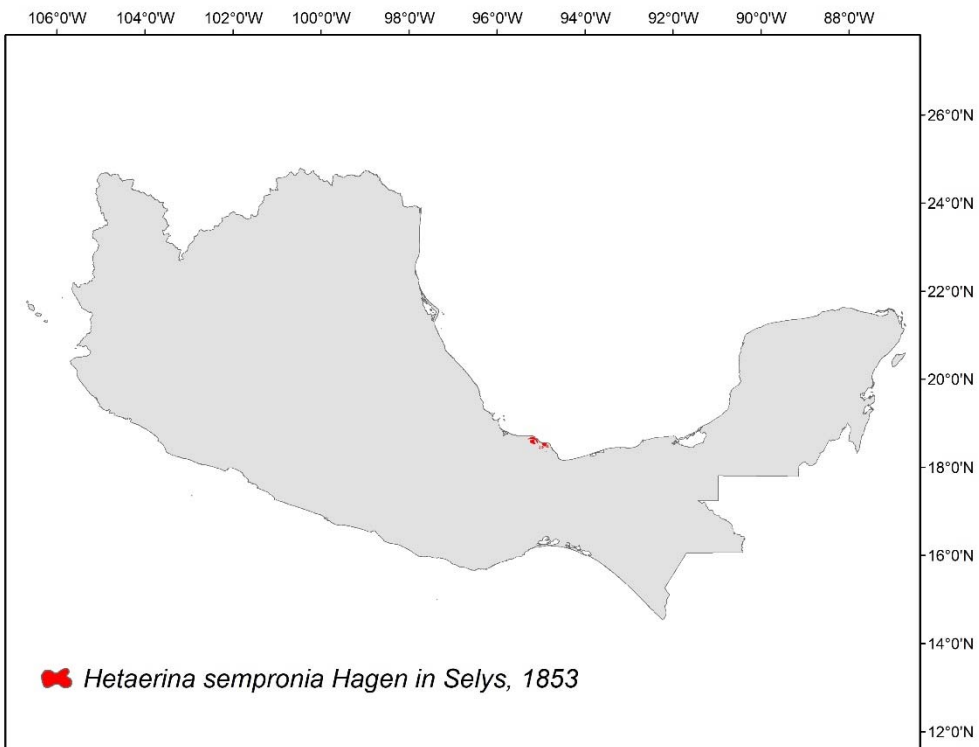
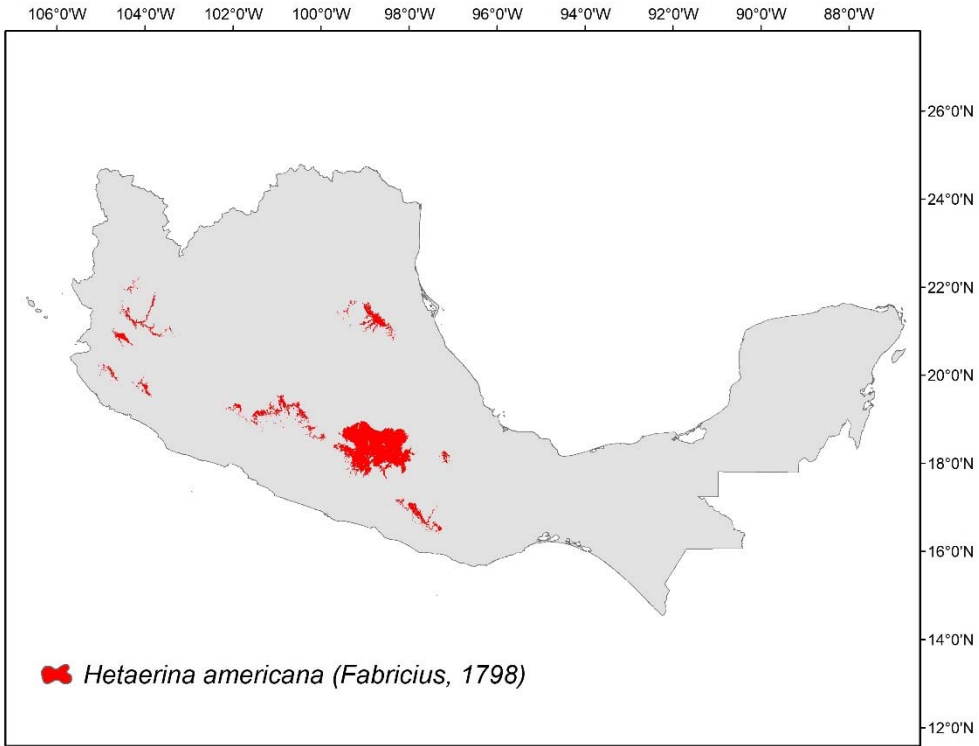


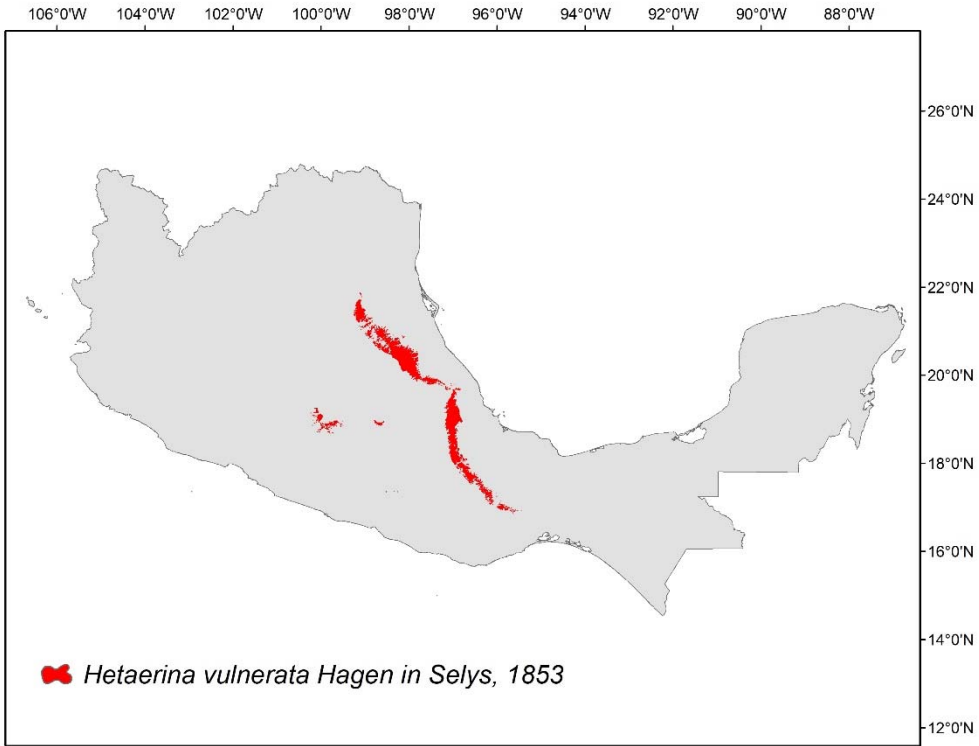


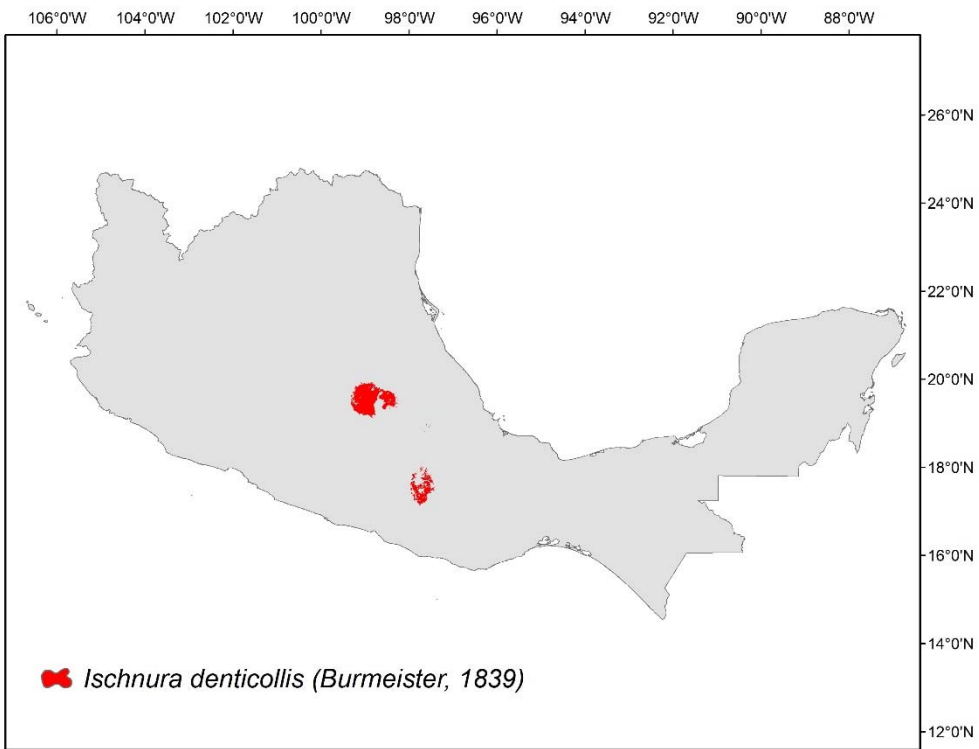
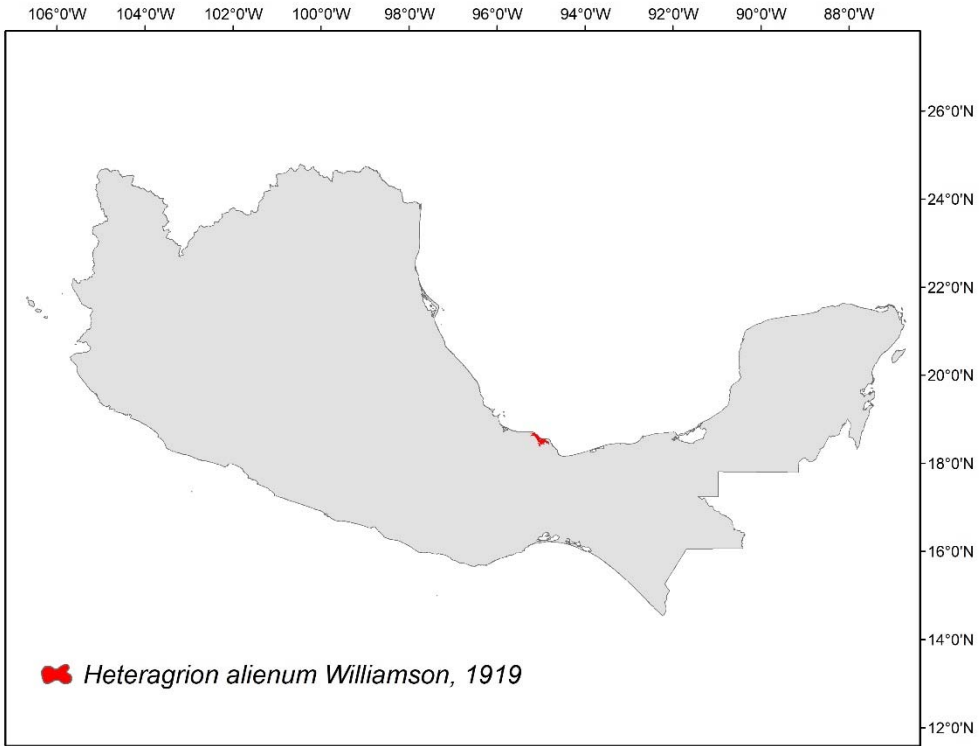


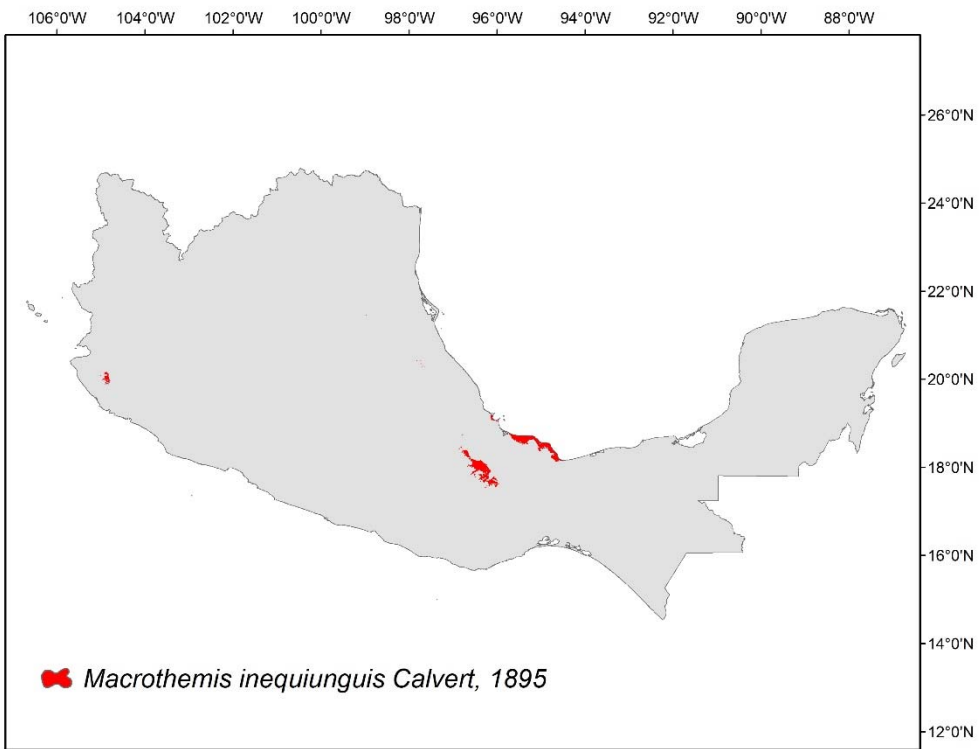
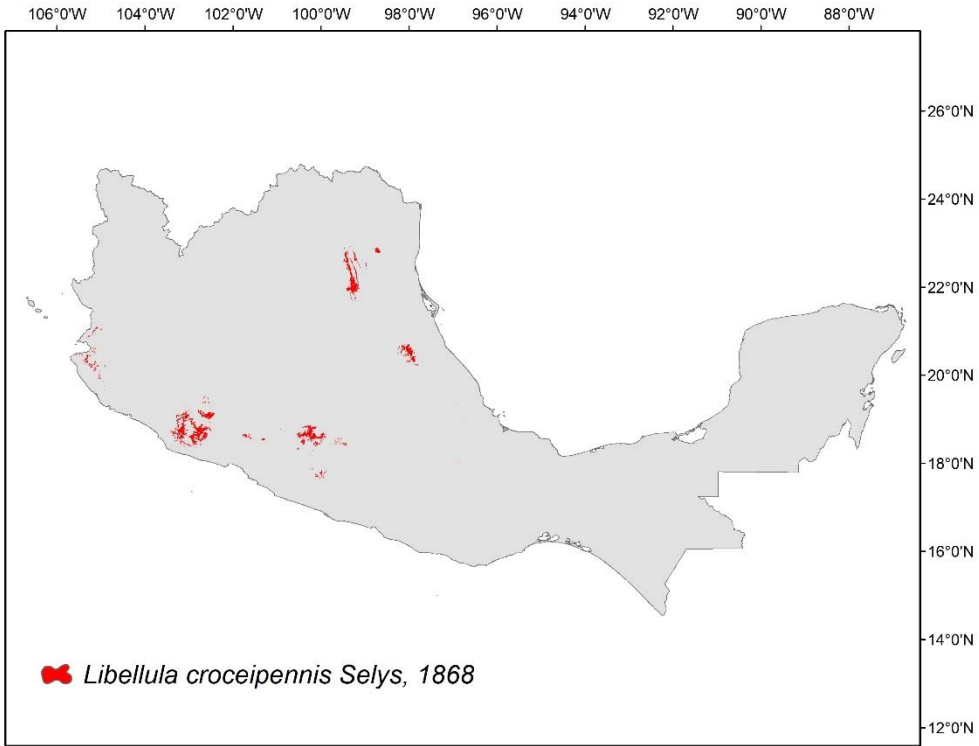


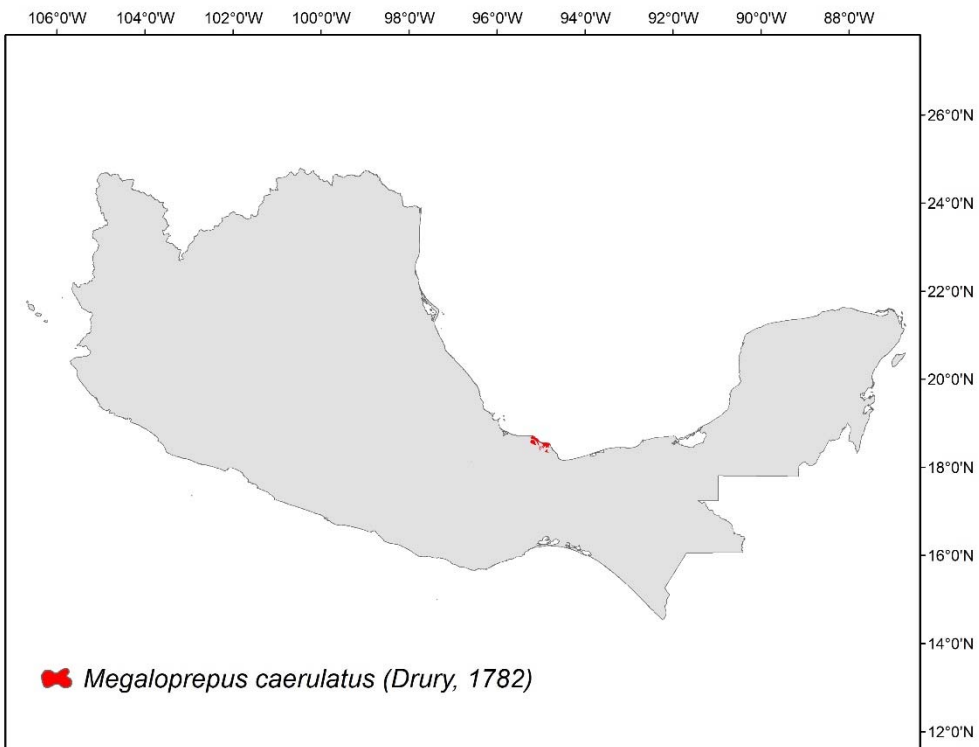
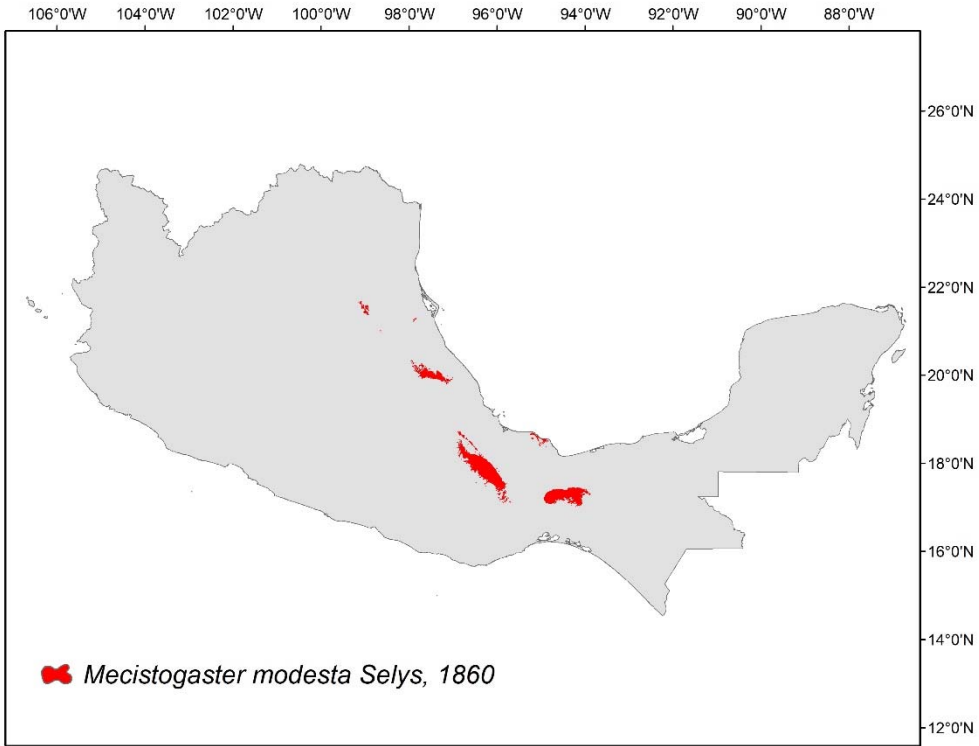


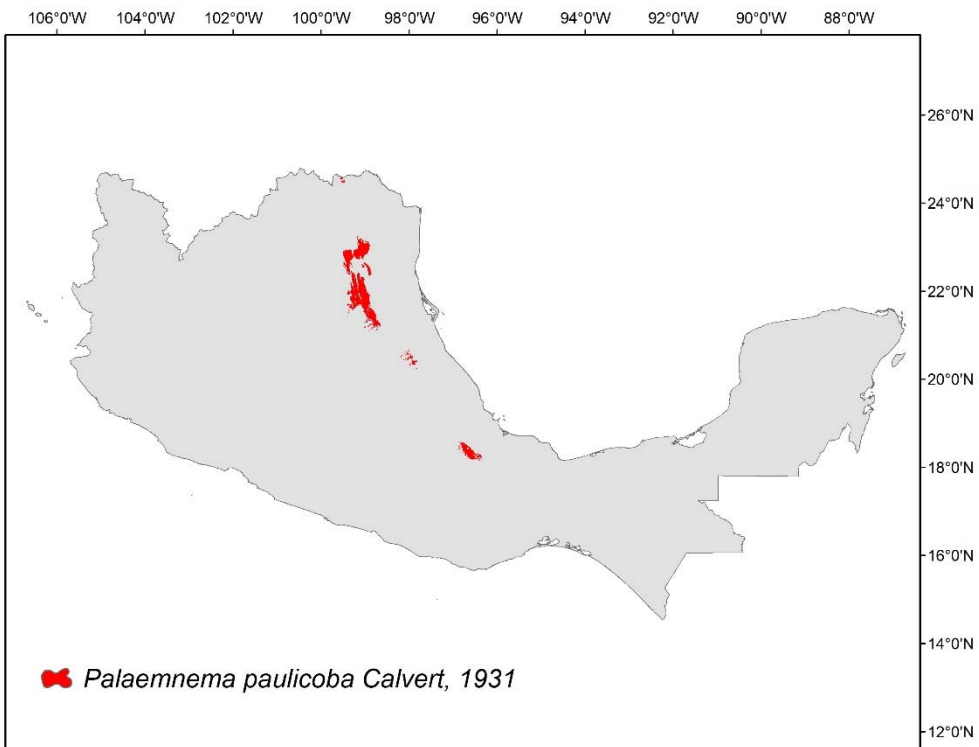
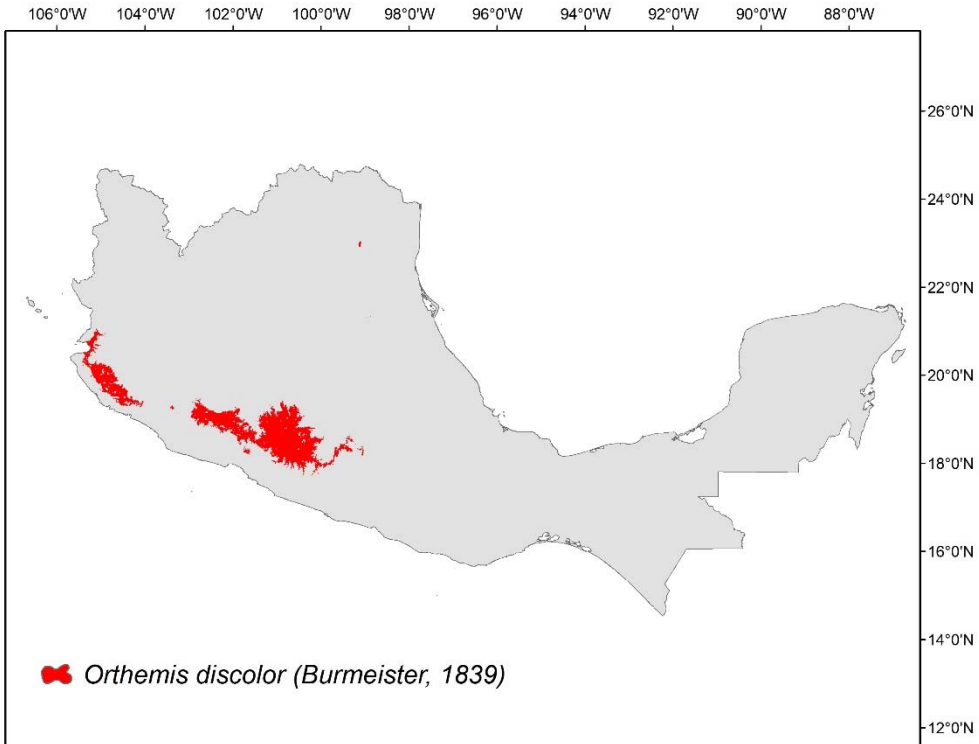


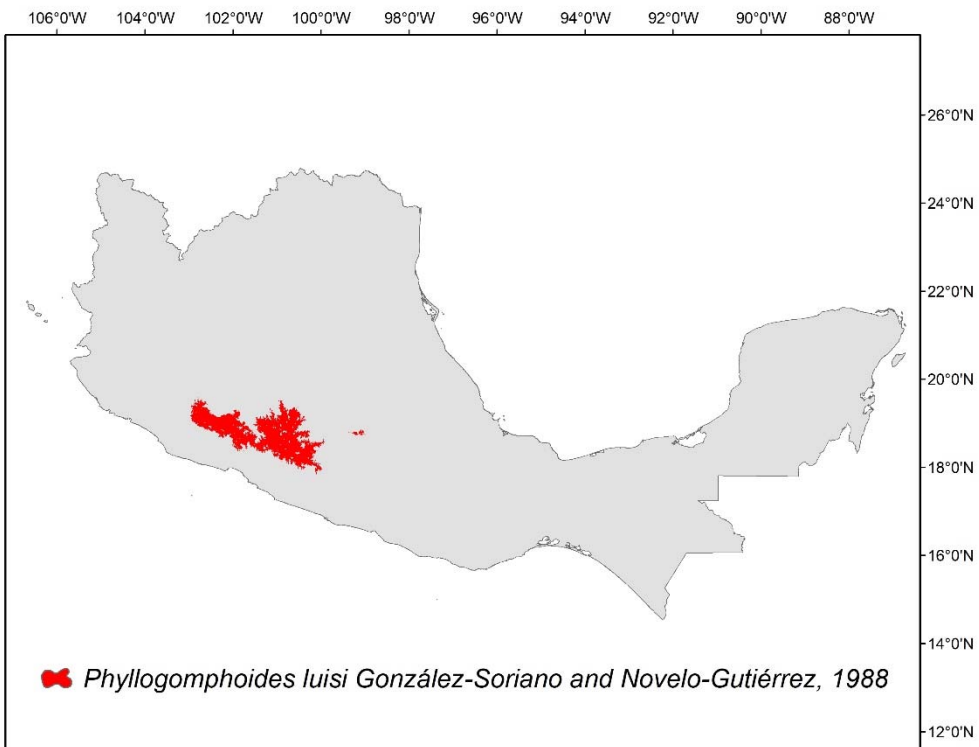
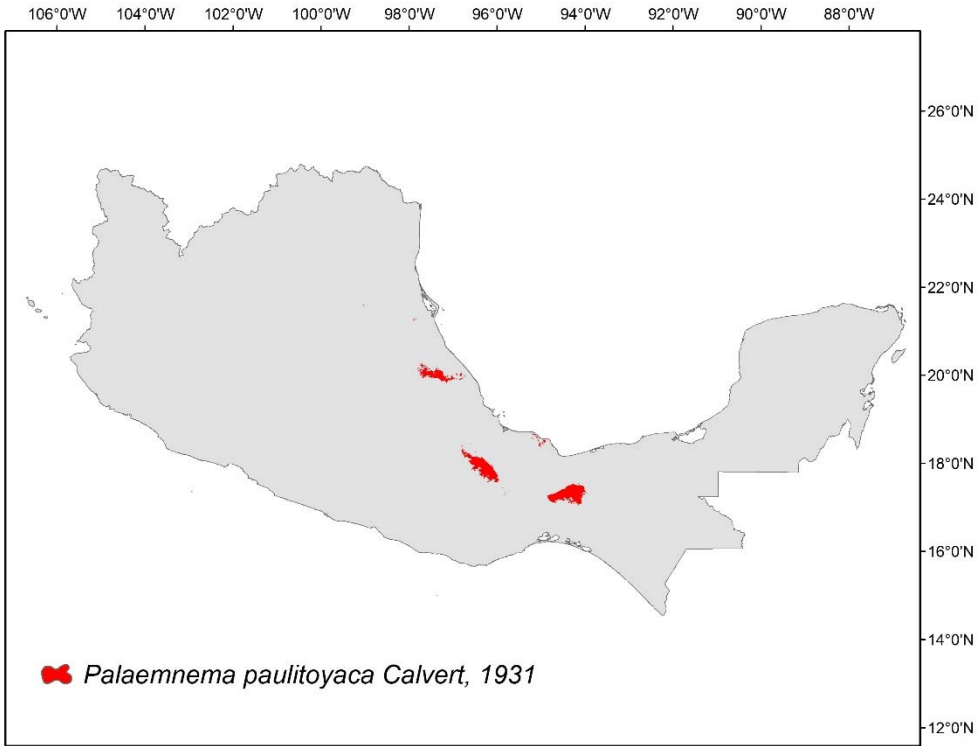


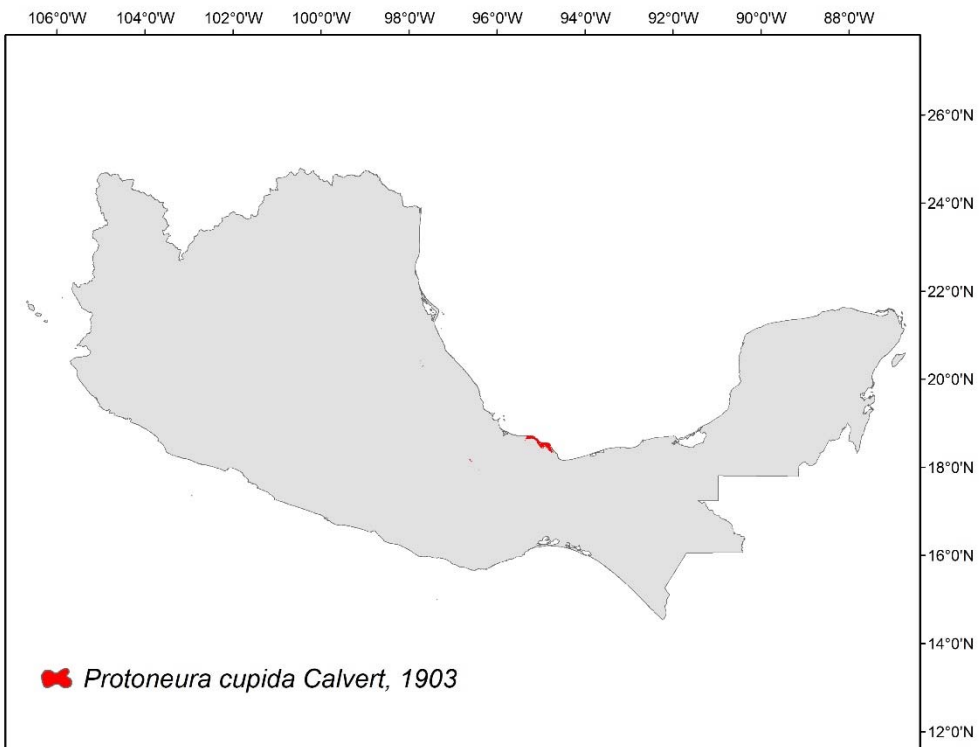
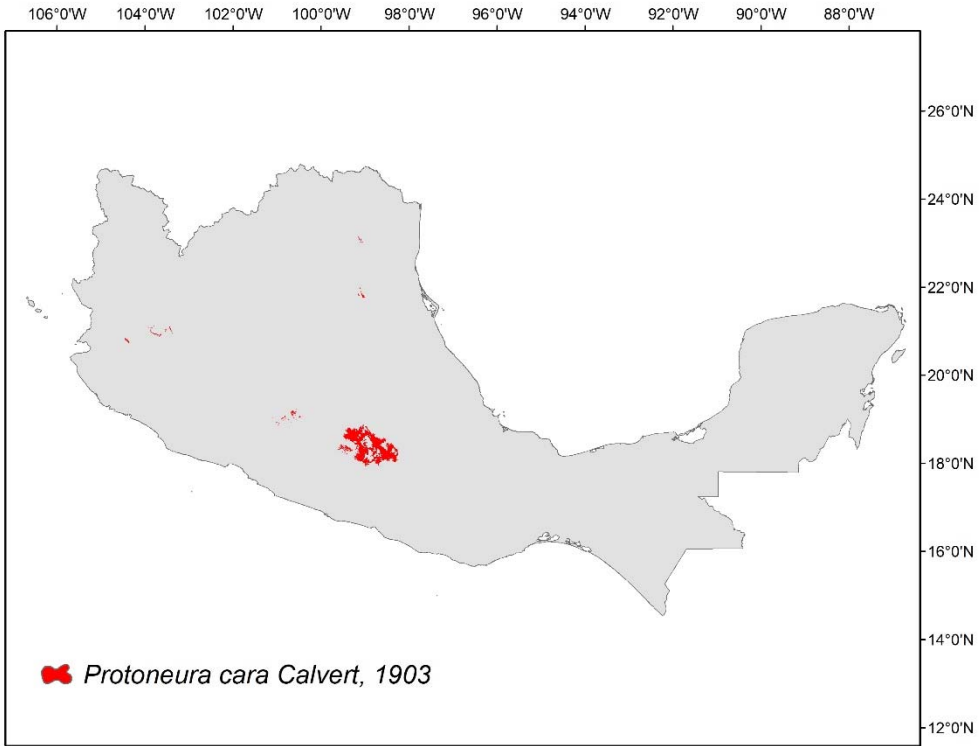


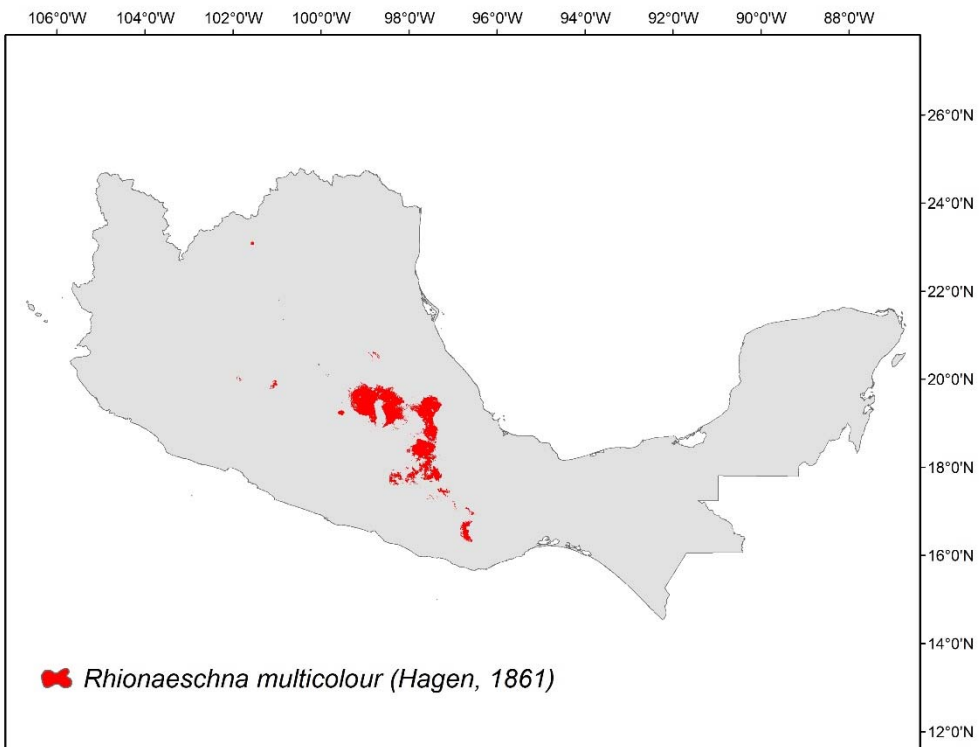
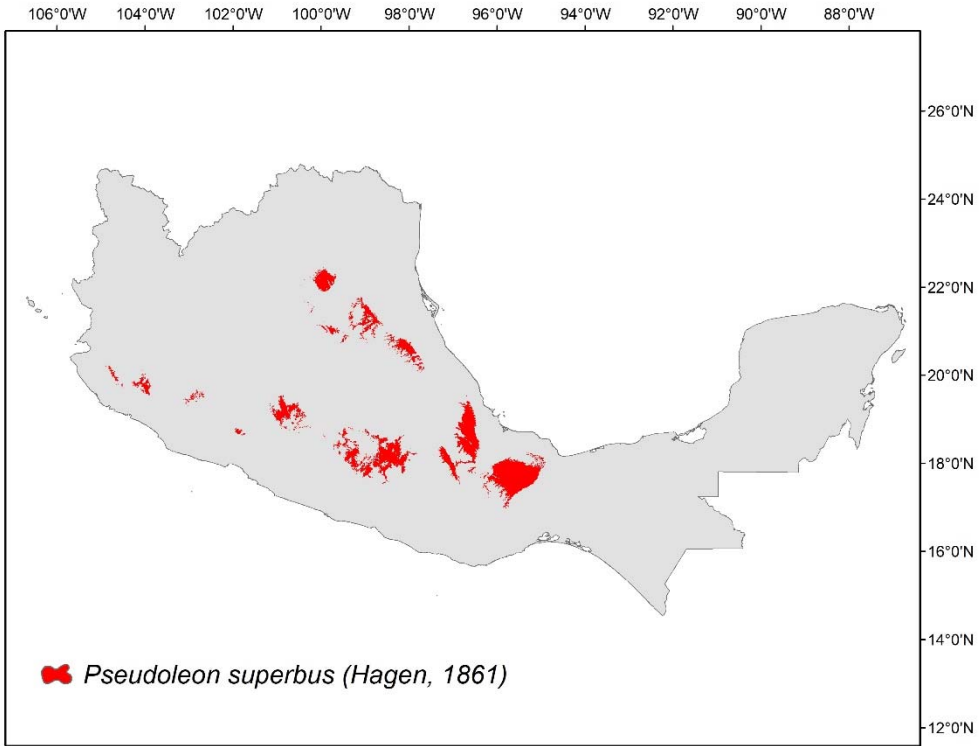


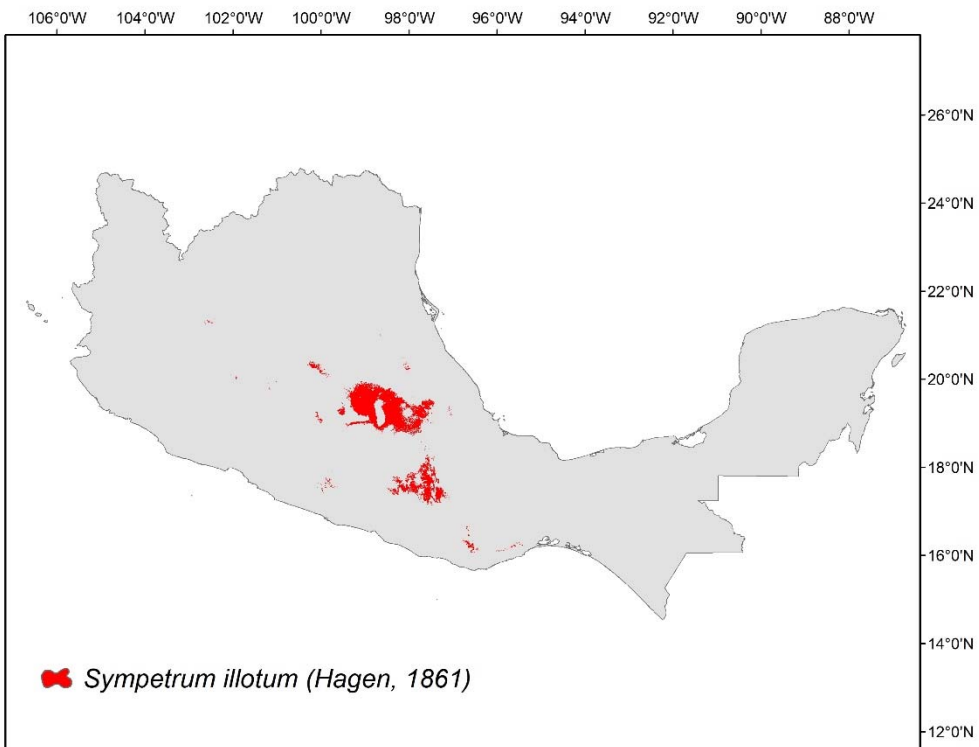
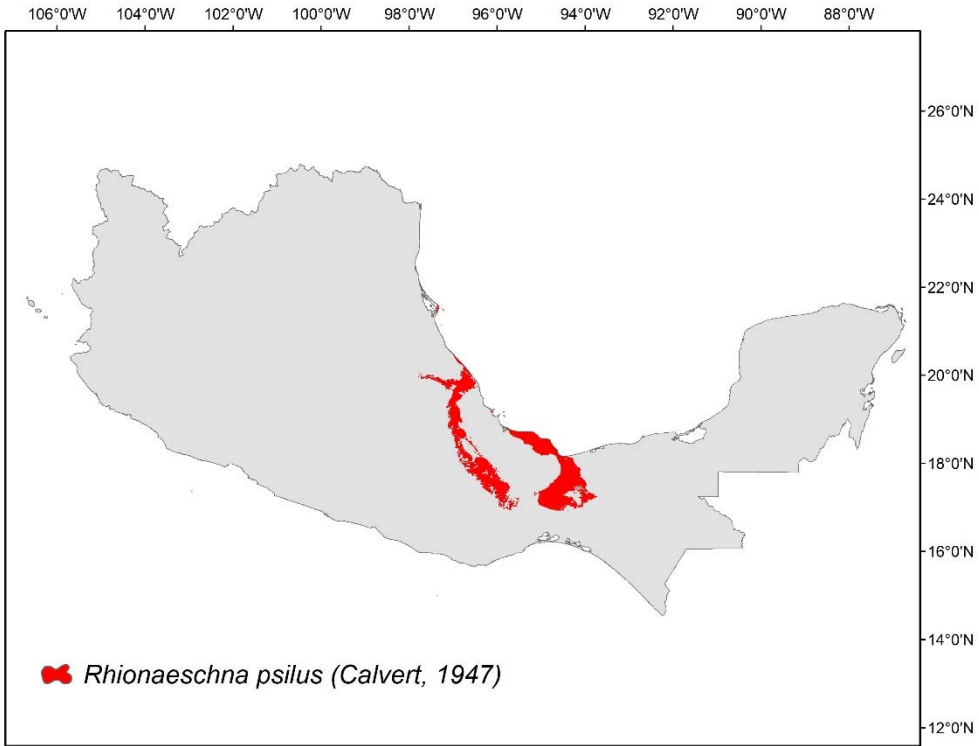


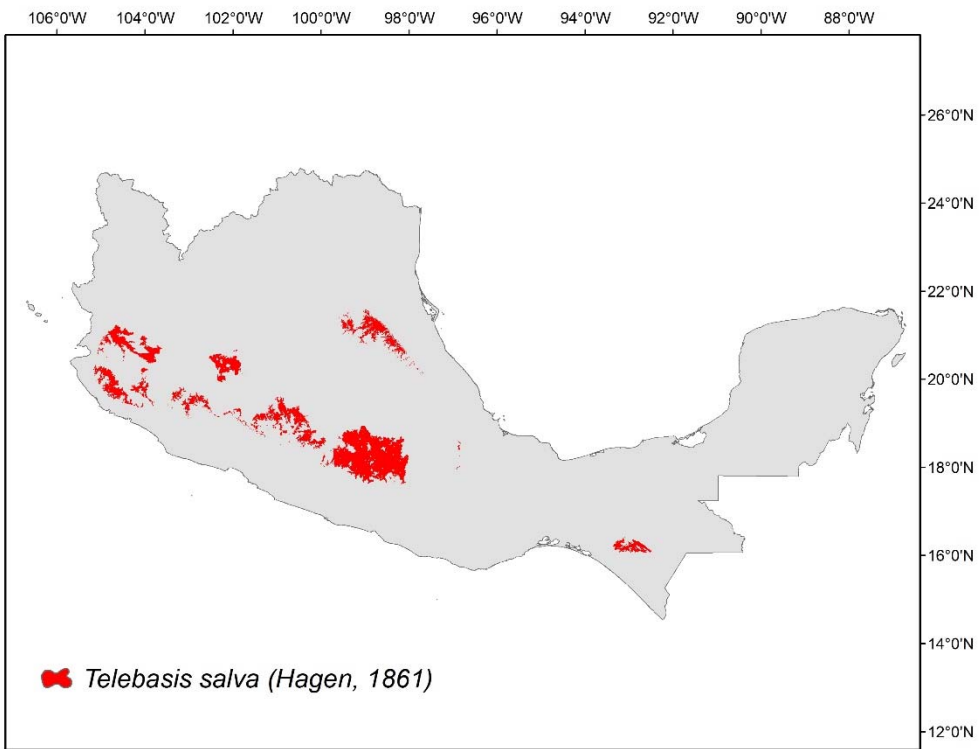
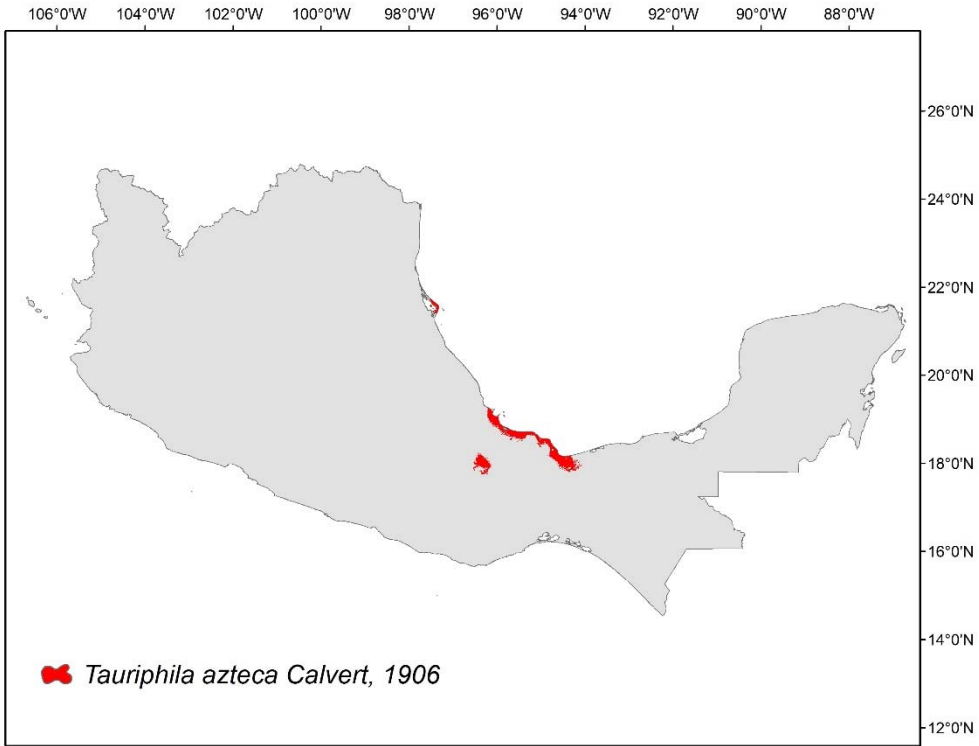












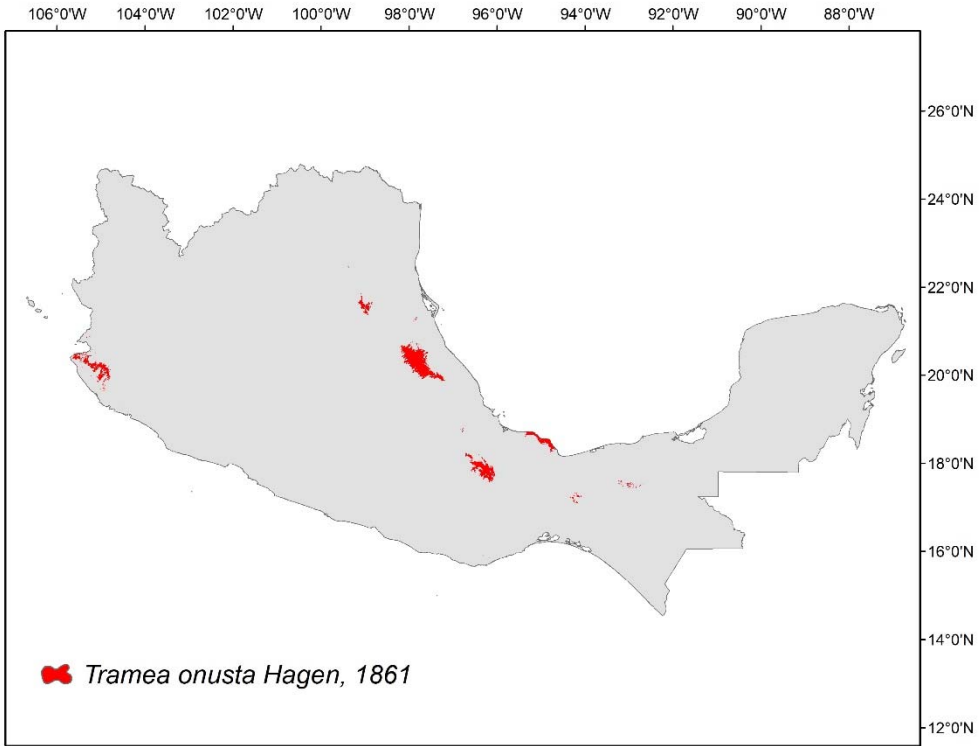


Figure 2. LULCC maps corresponding to series IV, V and VI from INEGI (2102, 2015, 2017) used in this study. The column on the left corresponds to all the vegetation classes of each of the INEGI series used. The column on the right corresponds to the three categories elaborated (bad, acceptable, optimum) from grouping the classes in the column on the left.

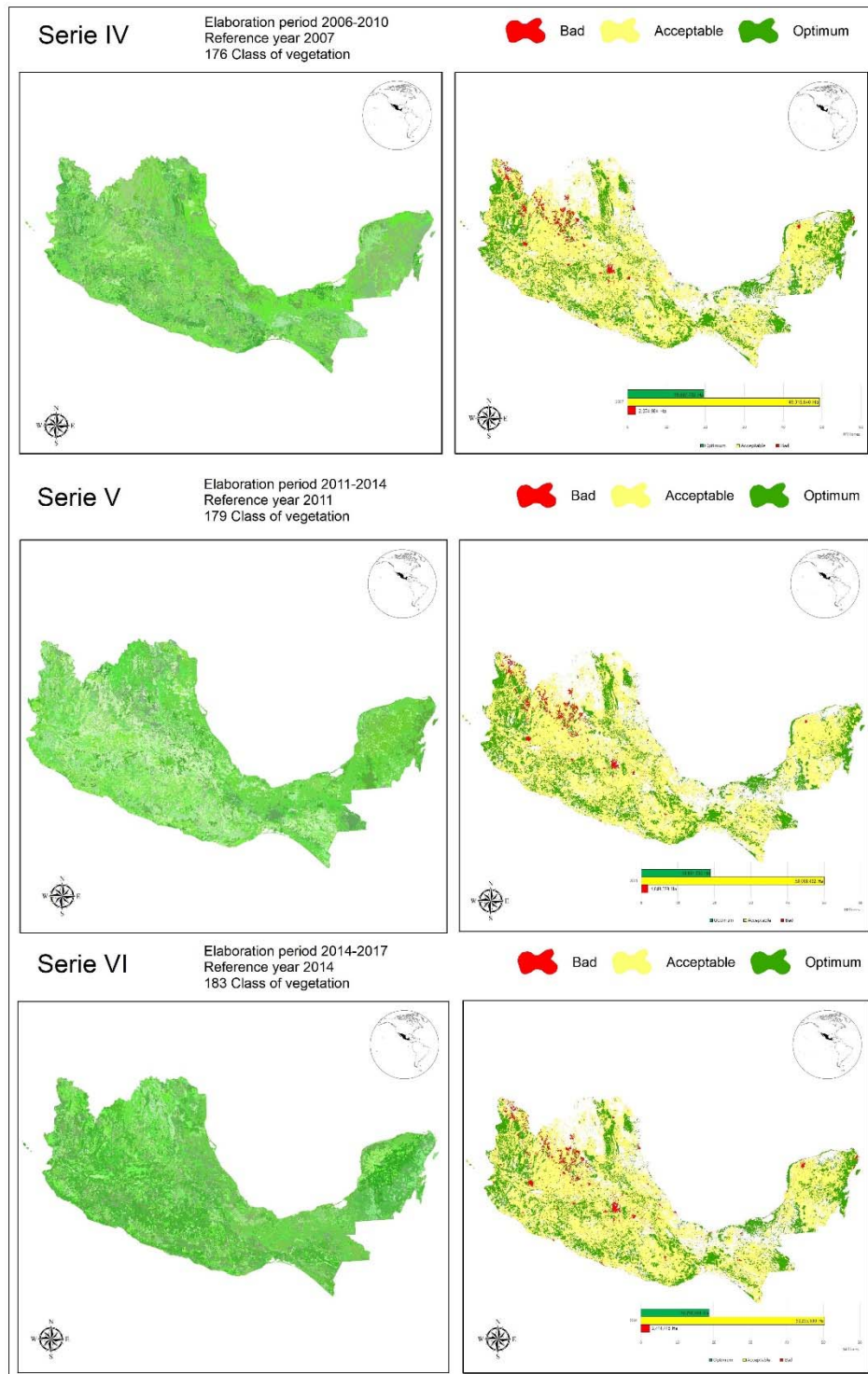


Figure 3. Variables and distance maps used in this study. The maps on the left correspond to each of the variables used and the maps on the right correspond to the distance maps in meters of each variable.

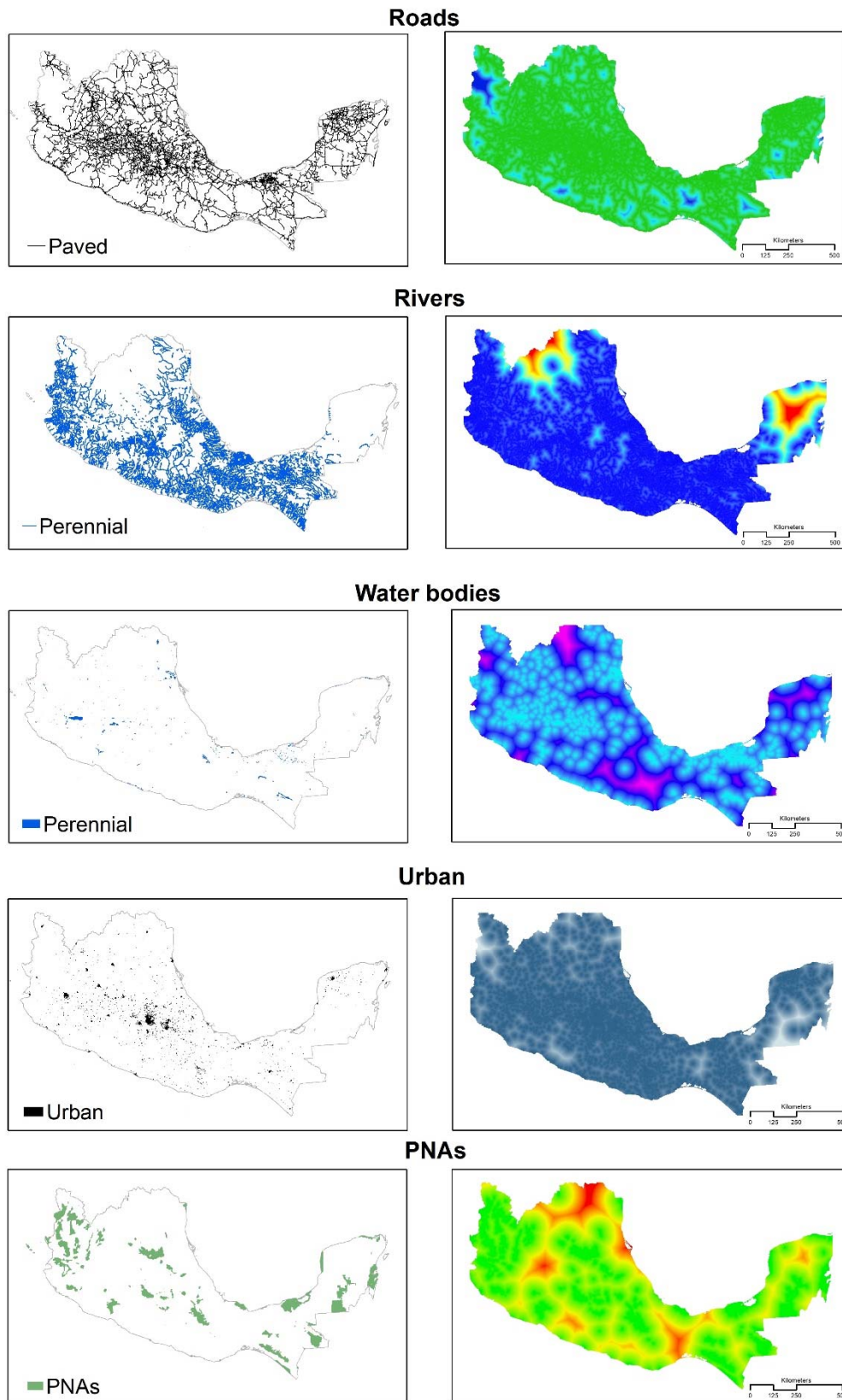


Figure 4. A graphical description of the methodology of deforestation modeling

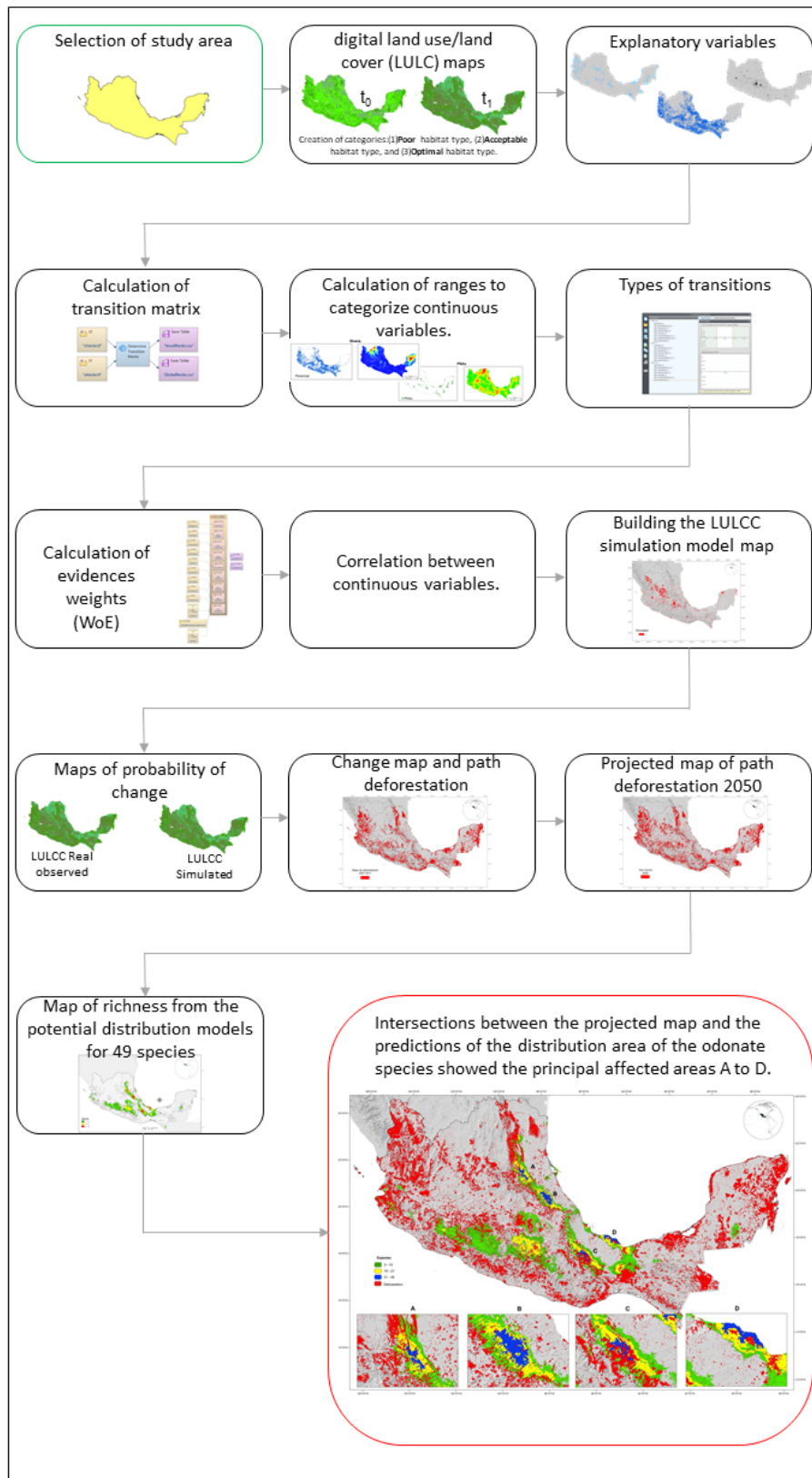


Figure 5. Validation of multiple similarity windows of the simulated map. In the graph at a distance of 1 km (1x1 pixels), the similarity was 29.7% and 13.5%, while for a distance of 17 km (17x17 pixels) the similarity was 56.2% and 90.9%.

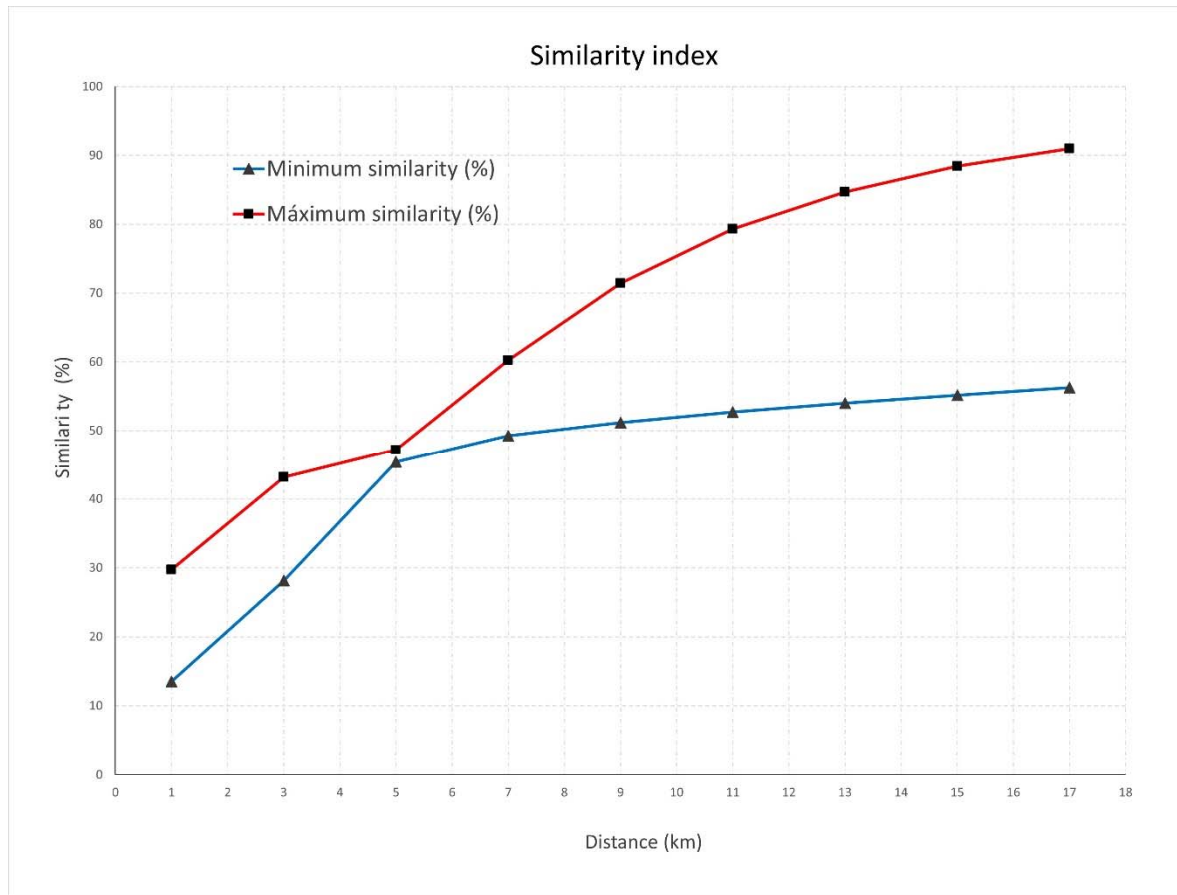


Table 1. Vegetation classes for all INEGI series used in this study and their equivalences. Each vegetation class comes from Series of vegetation IV and Series of vegetation V. The class column groups different types of vegetation according to Rodríguez-Tapia *et al.*, (2020) for create the classes: (1) Poor or unfavorable habitat type, (2) Acceptable habitat type, and (3) Optimal habitat type.

DESCRIPTION	CLASS
Urban construction	0
Crassicaul scrubland	1
Cultivated grassland	1
Induced grassland	1
lowland deciduous forest	1
Permanent seasonal agriculture	1
Rosette scrubland	1
Sarcocaul scrubland	1
Secondary arborescent vegetation of highland rainforest	1
Secondary arborescent vegetation of lowland deciduous forest	1
Secondary arborescent vegetation of lowland thorny semi-deciduous forest	1
Secondary arborescent vegetation of midland rainforest	1
Secondary arborescent vegetation of midland semi-deciduous rainforest	1
Secondary arborescent vegetation of midland semi-evergreen forest	1
Secondary arborescent vegetation of montane cloud forest	1
Secondary arborescent vegetation of pine forest	1
Secondary arborescent vegetation of pine-oak forest	1
Secondary arbustive vegetation of crassicaul scrubland	1
Secondary arbustive vegetation of highland rainforest	1
Secondary arbustive vegetation of lowland deciduous forest	1
Secondary arbustive vegetation of lowland thorny semi-deciduous forest	1
Secondary arbustive vegetation of mangrove	1
Secondary arbustive vegetation of midland rainforest	1
Secondary arbustive vegetation of montane cloud forest	1

Secondary arbustive vegetation of oak forest	1
Semi- permanent and permanent irrigation-based agriculture	1
Semi- permanent irrigation-based agriculture	1
Semi-permanent and permanent seasonal agriculture	1
Semi-permanent seasonal agriculture	1
Submontane scrubland	1
Yearly and permanent irrigation-based agriculture	1
Yearly and permanent seasonal agriculture	1
Yearly and semi-permanent irrigation-based agriculture	1
Yearly irrigation-based agriculture	1
Yearly rain-based agriculture	1
Yearly seasonal agriculture	1
Yearly seasonal and semi-permanent agriculture	1
Cultivated forest	2
Highland rainforest	2
Mangrove	2
Montane cloud forest	2
Oak forest	2
Oyamel forest	2
Pine forest	2
Pine-oak forest	2
Semi-evergreen tropical forest	2
Thalia forest	2

Table 2. Selection of exploratory variables used for the deforestation model.

No	Variable type	Name	Units	Acronym
1	Proximity	Distance to bodies of water	m	DistCA
2	Proximity	Distance to urban construction	m	DistZU
3	Proximity	Distance to rivers	m	DistRios
4	Proximity	Distance to roads	m	DistCam
5	Proximity	Distance to ANP's	m	DistANP
6	Proximity	Protected Natural Areas		ANP
7	Proximity	Distance to Serie IV	m	DistSIV

Table 3. Similarity index according to window size.

Pixels	Distance (m)	Maximum similarity (%)	Maximum similarity (Original)	Minimum similarity (%)	Minimum similarity (Original)
1x1	1000	13.5	0.13526733	29.7	0.29728871
3x3	3000	28.1	0.281244729	43.2	0.431900021
5x5	5000	45.4	0.453653953	46.9	0.469206736
7x7	7000	49.3	0.492798136	60.3	0.602715466
9x9	9000	51.2	0.511676552	71.4	0.714430282
11x11	11000	52.7	0.52721881	79.3	0.793219767
13x13	13000	54.0	0.539980936	84.7	0.846986965
15x15	15000	55.2	0.551551578	88.4	0.884225237
17x17	17000	56.3	0.562539716	91.0	0.909946269
19x19	19000	57.1	0.570800678	92.8	0.927860637
21x21	21000	57.9	0.578770388	94.1	0.940956075
23x23	23000	58.6	0.586316458	95.1	0.95078669
25x25	25000	59.3	0.592988774	95.8	0.958304219
27x27	27000	59.9	0.599290405	96.4	0.964062839
29x29	29000	60.5	0.60461237	96.9	0.96891791
31x31	31000	61.0	0.609854904	97.3	0.972881478
33x33	33000	61.4	0.613561745	97.6	0.975869214
35x35	35000	61.7	0.617295065	97.9	0.978567814
37x37	37000	62.1	0.620525312	98.1	0.980832711
39x39	39000	62.3	0.623252489	98.3	0.982531383
41x41	41000	62.7	0.626535692	98.4	0.984157772
43x43	43000	62.9	0.628918661	98.6	0.985555261
45x45	45000	63.1	0.630666172	98.7	0.98663952
47x47	47000	63.3	0.632784368	98.8	0.987639448
49x49	49000	63.5	0.634558356	98.8	0.988374334
51x51	51000	63.6	0.63627939	98.9	0.9892056
53x53	53000	63.7	0.637497352	99.0	0.99001277
55x55	55000	63.9	0.63866236	99.1	0.990723562
57x57	57000	64.0	0.639615548	99.2	0.99154278
59x59	59000	64.1	0.640595213	99.2	0.992289714



Fotografía Rocio Brito 2021

CONCLUSIONES

Uno de los principales resultados de esta tesis fue generar un índice que permitiera conocer el grado de vulnerabilidad al cambio de uso de suelo y la deforestación para las especies de odonatos que ocurren predominantemente en México. Con dicho índice pudimos inferir la capacidad de resiliencia potencial de las especies ante cambios en los tipos de vegetación originales.

Una limitante importante para realizar estudios con odonatos es que en general, para la mayoría de las especies en México, el conocimiento sobre sus hábitos es muy limitado o inexistente. Lo cual contribuye a que, como grupo, no hayan sido evaluados e incorporados en categorías de riesgo.

Sin embargo, en este estudio nos basamos en el uso de modelos de nicho ecológico y el conocimiento de los especialistas, lo que nos permitió reducir el sesgo que incorporan otros índices similares al aquí desarrollado. Ello se debe a que los modelos de nicho de las especies utilizado para este índice incluyen información que sintetiza las relaciones entre las especies y las variables ambientales de sus hábitats

Por otro lado, un elemento innovador para el desarrollo del índice de vulnerabilidad fue la incorporación de la variable umbral de nicho, la cual hace referencia a la probabilidad de que un sitio cumpla con las condiciones óptimas para una especie en función de variables ambientales previamente seleccionadas. El umbral de nicho nos permitió aportar al índice una variable que no depende de criterios de expertos y por lo tanto es menos subjetiva. Con base en nuestros resultados podemos concluir que indispensable que los datos de ejemplares (por ejemplo de colecciones y de bases de datos) incluyan no solo la información básica, sino también datos adicionales estandarizados y validados como los sugeridos por sitios especializados como GBIF (<https://www.gbif.org/>) y, DarwinCore (<https://dwc.tdwg.org/>).

Encontré que de las actividades más perniciosas para los hábitats de los odonatos fueron los cambios del uso del suelo vinculados a la deforestación, los procesos de urbanización y el crecimiento de la agricultura. Así, la mayor diversidad de especies de odonatos se encontró en bosques conservados y en zonas agrícolas, mientras que la menor diversidad de especies en áreas desprovistas de vegetación y en zonas urbanas,

disminuyendo notoriamente en sitios con cierto grado de antropización. Aun cuando los bosques conservados son un recurso primario para las especies de odonatos, las zonas agrícolas también resultaron ser importantes reservorios de una gran diversidad. Sin embargo, en zonas donde se remueve un tipo de cubierta vegetal primario, por ejemplo, bosque primario o zonas riparias para convertirlo a áreas agrícolas, en general se mantuvo la misma riqueza de especies pero con un cambio notorio en su composición. En otras palabras, la diversidad *alfa* se mantiene o disminuye pero la diversidad *beta* tiene un valor alto.

Algunos autores han reportado (Angelsen, 2007, Dijkstra *et al.*, 2013) que los monocultivos en grandes extensiones son una trampa para muchas especies al convertirse en desiertos verdes. Una vez que el cultivo termina, toda la extensión cultivada se vuelve hostil ya que se pierden otros insectos que son alimento para los odonatos; también se pierden fuentes de obtención de agua, a diferencia de sitios con vegetación natural donde permanentemente o una buena parte del tiempo existen recursos como alimento y agua para los odonatos (Brosse *et al.*, 2001, Dijkstra *et al.*, 2013).

La proyección para estimar el proceso de deforestación al año 2050 mostró una tendencia hacia el deterioro de los sitios con alta riqueza de especies de odonatos, resultado del alto grado de fragmentación de los hábitats, lo cual repercute de manera significativa en la diversidad local de cada sitio y en la extensión o tamaño de sus áreas de distribución. Si continúan las actuales tendencias de deforestación, dentro de pocos años desaparecerán o se encontrarán con un alto nivel de deterioro los pocos bosques tropicales remanentes, y con ellos incontables organismos incluyendo a los odonatos.

Finalmente, los resultados de esta tesis sugieren que procesos como el cambio de uso de suelo y la deforestación, entendidos como los fenómenos más inmediatos relacionados con el cambio climático, son una de las mayores amenazas para el mantenimiento de la riqueza de especies.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS GENERALES

- Allan J.D. 1995. Stream Ecology: structure and function of running Waters. Chapman and Hall London. 388 pp.
- Anderson RP 2015. El modelado de nichos y distribuciones: No es simplemente “clic, clic, clic” Biogeografía 8, 4-27.
- Angelsen, A. 2007. Forest cover change in space and time: Combining the von Thünen and forest transition theories. World Bank Policy Research Working Paper 4117.
- _____ 2009. Realising REDD+. National strategy and policy options, CIFOR, Bogor.
- Angelsen, A. y Kaimowitz D. 1999. Rethinking the causes of deforestation: Lessons from Economic Models, The world Bank Research Observer, 14(1): 73-98.
- Berteaux, D., S. D. Blois, J.-F. Angers, J. Bonin, N. Casajus, M. Darveau, F. Fournier, M. M. Humphries, B. McGill, J. Larivée, T. Logan, P. Nantel, C. Périé, F. Poisson, D. Rodrigue, S. Rouleau, R. Siron, W. Thuiller, and L. Vescovi. 2010. The CC-Bio Project: studying the effects of climate change on Quebec biodiversity. Diversity 2:1181–1204.
- Bocco G., Mendoza M., Masera O. 2001. La dinámica del cambio de uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación, Investigaciones geográficas, Instituto de Geografía, UNAM, México (44): 18-38.
- Bockstaller, C. and Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. Agricultural Systems, 76(2), 639–653.
- Bosque, J. 1992. Sistemas de Información Geográfica. Madrid: Rialp. S.A. interspecific interactions, 3-20.
- Bradshaw, W. E. and Holzapfel, C. M. 1990. Evolution of phenology and demography in the pitcher-plant mosquito, *Wyeomyia smithii*. In Insect life cycles. 47-67. Springer, London.
- Brosse, S., S. Lek, and C. R. Townsend. 2001. Abundance, diversity, and structure of freshwater invertebrates and fish communities: an artificial neural network approach. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 35:135–145.
- Bulánková E., 1997. Dragonflies (Odonata) as bioindicators of environment quality. Biología, Bratislava. 52 (2) 177-180.

- Buss, D. F., Baptista, D. F., Silveira, M.P., Nessimian, J. L., and Dorville, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hidrobiología* 481, 125-136.
- Bybee S, 2005. Libélulas y Caballitos del Diablo (Insecta: Odonata). Departamento de Entomology and Nematology, Servicio de Extensión Cooperativa de la Florida, Instituto de Alimentos y Ciencias Agrícolas, Universidad de la Florida. (UF/IUFAS).
- Catling, P. M. 2005. A potential for the use of dragonfly (Odonata) diversity as a bioindicator of the efficiency of sewage lagoons. *Can. Field-Nat.* 119: 233–236.
- Clavijo-Calderón C.A. y Cázares-Rodríguez M.E., 2016. Odonatos como bioindicadores de la calidad de agua en Surutato, Sinaloa. *Bol. Soc. Mex. Ento.* 2: 1-5.
- Collins, S. D., and McIntyre, N. E. 2015. Modeling the distribution of odonates: a review. *Freshwater Science*, 34(3), 1144-1158.
- Corbet, P.S. 1962. A biology of Dragonflies. Chicago:Quadrangle Books.
- _____ 1993. Are Odonata useful as bioindicators? *Libellula* 12 (3/4), 91-102.
- _____ 1999. Dragonflies. Behavior and ecology of Odonata. Harley Books, Colchester.
- _____ 2006. Forest as habitats from dragonflies (Odonata). In: Forest and Dragonflies. 2006 Editor. Adolfo Cordero Rivera. Ed. Pensoft, Sofía, Mosco, 13-36, 299 pp.
- Crumrine P. W., Switzer P. V., and Crowley P. H. 2008. Structure and dynamics of odonate communities: access sing habitat, responding to risk, and enabling reproduction. Pag. 21-38. In: Dragonflies and Damselflies. Model organisms for ecological and evolutionary reserch. Ed. Alex Córdoba-Aguilar Oxford University Press. 290 pp.
- Cuevas-Yañez K. 2016. Estudios sobre conservación de las especies del Género *Paraphlebia* en México. Tesis Doctoral. UNAM, México. 61 pp.
- Cuevas–Yañez, K., Espinosa–Rivera, J. C., Martínez–Falcón, A. P., and Córdoba–Aguilar, A. (2017). Are all Mexican odonate species documented? An assessment of species richness. *Systematics and Biodiversity*, 15(3), 253-258.
- De Almeida, M. C., L. G. Cortes, and P. De Marco. 2010. New records and a niche model for the distribution of two Neotropical damselflies: *Schistolobos boliviensis* and

- Tuberculobasis inversa* (Odonata: Coenagrionidae). *Insect Conservation and Diversity* 3:252–256.
- Debinski, D.M. and Holt, R. D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14, 342-355.
- De Marco, P. D. M., Nóbrega, C. C., de Souza, R. A., and Neiss, U. G. 2015. Modeling the distribution of a rare Amazonian Odonate in relation to future deforestation. *Freshwater Science*, 34(3), 1123-1132.
<https://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Dato&oldid=122650244>
- Deutsche, C. A., J.J. Tewksbury, R. B. Huey, K.S. Sheldon, C. K. Ghalambor, D. C. Haak y P.R. Martin. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(18): 6668-6672.
- Dijkstra, K. D. B., Bechly, G., Bybee, S. M., Dow, R. A., Dumont, H. J., Fleck, G., and May, M. L. 2013. The classification and diversity of dragonflies and damselflies (Odonata). *Zootaxa*, 3703(1), 36-45.
- Dijkstra, K.D.B. and Lempert, J. 2003. Odonate assemblages of running waters in the Upper Guinean Forest. *Archiv Fur Hydrobiologie* 157, 397-412.
- Dirzo R. y García M. C. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in Mexico. *Conservation Biology*, 6(1), 84-90.
- Dodds W.K. 2002. *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Academic Press, San Diego, CA.
- Domisch, S., S. C. Jähnig, J. P. Simaika, M. Kuemmerlen, and S. Stoll. 2015. Application of species distribution models in stream ecosystems: the challenges of spatial and temporal scale, environmental predictors, and species occurrence data. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 186(1/2):45–61.
- Duelli, P., and Obrist, M. K. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98(1–3), 87–98.
- Dunkle S. W. 2004. Critical species of Odonata in North America. 7(2) 2004 149-162. *International Journal of Odonatology*.
- Echeverría C., Cayuela L., Manson R.H., Coomes D.A., Lara A., Rey-Benayas J.M. and Newton A.C. 2007. Spatial and temporal patterns of forest loss and fragmentation in

- Mexico and Chile. In. Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes. The forests of Montane Mexico and temperate South America. Newton A. C. Editor. Ed. Cabi, UK. 416 pp.
- Ettema, R., Melville, B. W., and Barkdoll, B. 1998. Scale effect in pier-scour experiments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(6), 639-642.
- Elmasri, R. y S. B. Navathe. 2000. *Sistemas de bases de datos: conceptos fundamentales*. 2a. ed. Pearson Educación. México, D.F.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. and Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Englund, R.E. 1999. The impacts of introduced Poeciliid fish and Odonata on the endemic *Megalagrion* (Odonata) damselflies on Oahu Island, Hawaii. *Journal of Insect Conservation* 3, 225-243.
- Escalante, T., J. Llorente, D. Espinosa y J. Soberón. 2000. Bases de datos y sistemas de información: aplicaciones en biogeografía. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 24(92): 325-341.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) 2010. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Términos y definiciones*.
- Finch, J. M., Samways, M. J., Hill, T. R., Piper, S. E., and Taylor, S. (2006). Application of predictive distribution modelling to invertebrates: Odonata in South Africa. *Biodiversity and Conservation*, 15(13), 4239-4251.
- Ford-Robertson, F. C. 1971. *Terminology of forest science, technology practice and products*. Society of American Foresters.
- Fotheringham, A., Brunson, C., Charlton, M. 2002. *Quantitative Geography. Perspectives on Spatial Data Analysis*. 270 pp. London, UK: SAGE Publications.
- Franklin, J. 2010a. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, New York.

- Garrison R. W., Ellenrieder N. and Louton J. A. 2006. The New World Annotated Key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press. 383 pp.
- GBIF.org. 2020, Página de Inicio de GBIF. Disponible en: <https://www.gbif.org> (13 de enero de 2020).
- Gerhardt, A. 2002. Bioindicator species and their use in biomonitoring. *Environmental Monitoring*, 1, 77–123.
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz y A. T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution*, 19:497-503.
- Gamir, A, Joana María Seguí P. J. y Mauricio Ruiz Pérez R. 1995. Prácticas de análisis espacial. Barcelona: Oikos-Tau.
- Grinnell, J. 1914. Barriers to distribution as regards birds and mammals. *The american naturalist*, 48(568), 248-254.
- Grinnell, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist*, 51(602), 115-128.
- Guisan, A. and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009.
- Haggett, P. 1965. *Locational Analysis in Human Geography*. 339 pp. John Wiley and Sons Inc.
- Hardersen, S. and Wratten, S.D. 1998. The effects of carbaryl exposure of the penultimate larval instars of *Xathocnemis zelandica* an emergence and fluctuating asymmetry. *Ecotoxicology* 7, 297-304.
- Harris L. and Silva-Lopez G., 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In Fielder P.L., Jain S.K. (eds) *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Chapman & Hall. New York, pp197-237.
- Heink, U. and I. Kowarik. 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators* 10: 584-593.
- Hopkins, M.J.G. 2007. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 34: 1400-1411.

- Huges, L. 2000 Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15:56-61.
- Hutchinson, G. E. (1978). *An introduction to population ecology* (No. 504: 51 HUT). New Haven: Yale University.
- Illoldi-Rangel, P., Sánchez-Cordero, V., and Peterson, A. T. 2004. Predicting distributions of Mexican mammals using ecological niche modelling. *Journal of Mammalogy*, 85(4), 658-662.
- IPCC, 2013: *Glosario* [Planton, S. (ed.)]. En: *Cambio Climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Stocker, T.F.,D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.
- IPCC, 2014: *Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resúmenes, preguntas frecuentes y recuadros multicapítulos. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea y L.L. White (eds.). Organización Meteorológica Mundial, Ginebra (Suiza), 200 págs. (en árabe, chino, español, francés, inglés y ruso).
- IPBES (2019) *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. In: Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Guéze M, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SHM, Chan KMA, Garibaldi LA, Ichii K, Liu J, Subramanian SM, Midgley GF, Miloslavich P, Molna' r Z, Obura D, Pfaff A, Polasky S, Purvis A, Razzaque J, Reyers B, Chowdhury R, Shin YJ, Visseren-Hamakers IJ, Willis KJ, Zayas CN (eds) IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pp. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

- Jaramillo C. F. y Kelly T. 2000. La deforestación y los derechos de propiedad en América Latina. Políticas forestales en América Latina. Washington, DC. Banco Interamericano de Desarrollo, 125-150.
- Jennings M D, Hoekstra J, Higgins J, Boucher T 2008. A comparative measure of biodiversity based on species composition. *Biodivers Conserv* 17:833–840. doi:10.1007/s10531-008-9322-7.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M., and Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and distributions*, 14(6), 885-890.
- Kadmon, R., Farber, O. and Danin, A. 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications* 14: 401-413.
- Kaninnen, M., Murdiyarsa, D., Seymour F., Wunder S., y German L. 2007. Do trees grow on money? The implications of deforestation research for policies to promote REDD, CIFOR, Jakarta.
- Kietzka G. J. 2019. Dragonflies as bioindicators and biodiversity surrogates for freshwater ecosystems. Thesis. Stellenbosch University. Department of Conservation Ecology and Entomology, Faculty of Agrosiences.
- Kietzka, G. J., Pryke, J. S., Gaigher, R., and Samways, M. J. 2019. Applying the umbrella index across aquatic insect taxon sets for freshwater assessment. *Ecological Indicators*, 107, 105655.
- Koleff, P. 1997. Introducción a las bases de datos en la biología comparada contemporánea. Publicaciones Docentes del Museo de Zoología. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F.
- Kutcher, T.E. and Bried, J.T. 2014. 'Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition' *Ecological Indicators*, 38, 31-39.
- Lambin, E. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography* 21, 375-393.
- Lehman, C.L. y Tilman, D. 1997. Competition in spatial habitats. In: *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*. Eds. Tilman, D. y Kareiva, P. pp. 185-203, Princeton University Press, Princeton (New Jersey), USA.

- Liopoulou-Georgudaki, J., Katharios P., Kaspiris P., Georgiadis, Th., y Montesantou B. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alferois and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators* 2:345-360.
- Loiselle, B.A., Jørgensen, P.M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J.G., Lohmann, L.G. and Montiel, O.M. 2008. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography* 35 105-116.
- Longley, P., Goodchild, M.E., Maguire, D.J. y Rhind, D.W. 1999. *Geographic Information Systems: Principles, Techniques, Applications and Management*. (2ª Edición). Vol. 1. John Wiley & Sons Inc. 1296 pp.
- López, A. 2012. *Deforestación en México: Un análisis preliminar*. Centro de Investigación y Docencia Económicas A. C. (CIDE), 46 pp.
- Luna-Aranguré, C., & Vázquez-Domínguez, E. (2020). Analysis of the application of ecological niche modeling in phylogeographic studies: contributions, challenges, and future. *Therya*, 11(1), 47-55.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. Harper & Row Publishers. New York.
- Madrid Soto, Adriana and Ortiz López, Lina María 2005. *Análisis y síntesis en cartografía: algunos procedimientos*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Mantyka-Pringle C.S., Visconti P., Di Marco M., Martin T.G., Rondinini C., Rhodes J.R. (2015) Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. *Biol Conserv* 187:103–111
- Marques A, Martins IS, Kastner T, Plutzer C, Theurl MC, Eisenmenger N, Huijbregts MAJ, Wood R, Stadler K, Bruckner M, Canelas J, Hilbers JP, Tukker A, Erb K, Pereira HM (2019) Increasing impacts of land-use on biodiversity and carbon-sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecol Evol* 3:628–637
- Maestre F. T, Escudero A. y Jornet A. J. 2008. *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales métodos y aplicaciones* Ed. Universidad Rey Juan Carlos, España.

- McGeoch, M. A., and Chown, S. L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(2), 46 – 47.
- McHarg, I. 1995. Design with Nature. In: Wiley Series in Sustainable Design, 208 pp.
- Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Oxford.
- Manoharan V. S., Mecikalski J., Welch R. and Song A. 2012 Impact of deforestation on the sustainability of biodiversity in the Mesoamerican Biological Corridor. 49-72. In: Deforestation Around the World. Ed. Moutinho P. Rijeka, Croatia. 386 pp.
- Margules C. R. y Sarkar S. 2009. Planeación sistemática de la conservación. (Trad. V. Sánchez-Cordero y F. Figueroa) Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 304 pp. México, D. F. (Original en inglés, 2007).
- Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero, 2006. Uso de datos de colecciones mastozoológicas. En: Colecciones mastozoológicas de México 2006. Ed. Lorenzo Monterrubio Consuelo, Espinoza Medinilla Eduardo, Briones Salas Miguel Ángel, Cervantes Reza Fernando Alfredo. Universidad Nacional Autónoma de México; Instituto de Biología; Asociación Mexicana de Mastozoología. 572 p.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., y Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240.
- McHarg, I. 1995. Design with Nature. En Wiley Series in Sustainable Design, 208 pp.
- May, M L. 1991. Thermal adaptations of dragonflies, revisited. *Adv. Odonat.* 5:71-88.
- McCauler, S.J. 2007. The role of local and regional processes in structuring larval dragonfly distributions across habitat gradients. *Oikos* 116, 121-133.
- McPeck, 2008. Ecological factors limiting the distributions and abundances of Odonata. 51-62. In: Dragonflies and Damselflies. Model organisms for ecological and evolutionary research Ed. Alex Córdoba-Aguilar, Oxford University Press 290 pp.
- Midgley, G. F., Hannah, L., Millar, D., Rutherford, M. C., and Powrie, L. W. 2002 Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 445–451.
- Michener, W. K., and J. Brunt. 2000. Ecological data: design, management and processing. Blackwell Science, London.

- Milesi, F. A., and Lopez de Casenave, J. 2005. El concepto de nicho en ecología aplicada. del nicho al hecho hay mucho trecho. The niche concept in applied ecology. there is many a slip twixt the reality and the niche. *Ecología austral*, 15(2), 131-148.
- Monteiro Junior da Silva C, Leandro Juen L., and Hamada N. 2015. Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators* 48: 303-311.
- Moore N. W. 1991. The development of dragonfly communities and the consequences of territorial behaviour: to 27-year study on small ponds at Woodwalton Fen, Cambridgeshire, United Kingdom. *Odonatologica* 20: 203-231.
- Nava Bolaños A. 2017. Hibridación en tiempos de cambio climático: Las libélulas como sujeto de estudio. Tesis Doctoral. UNAM. 136 pp.
- Newbold T (2018) Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceed Roy Soc B*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0792>.
- Neyland, M. G. 1993. The ecology and conservation management of the ptunarra brown butterfly *Oreixenica ptunarra* (Lepidoptera; Nymphalidae; Satyrinae) in Tasmania, Australia. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania*. 127:43–48.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355–364.
- NYNHP. 2008. Online conservation guide for freshwater intertidal mudflats. Available online at <http://guides.nynhp.org/guide.php?id=9870>. Accesado el 09 de marzo del 2021.
- Oertli B. 2008. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. Pag. 79-95. In: *Dragonflies and Damselflies. Model organisms for ecological and evolutionary reserch*. Ed. Alex Córdoba-Aguilar Oxford University Press. 290 pp.
- Olden, J. D., D. A. Jackson, and P. R. Peres-Neto. 2002. Predictive models of fish species distributions: a note on proper validation and chance predictions. *Transactions of the American Fisheries Society* 131:329–336.
- Olivieri, S. T., J. Harrison y J. R. Busby. 1995. Data and information management and communication. Pp. 611-670, in *Global Biodiversity Assessment* (V. H. Heywood, ed.). Cambridge University Press. Cambridge.

- Orme CDL, Davies RG, Burgess M, Eigenbrod F, Pickup N, Olson VA. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436:1016–1019. doi:10.1038/nature03850
- Ortiz P. and Zapata P., 2010. Implicaciones históricas y biológicas del cambio climático. NOVA-Publicaciones científicas en ciencias biomédicas. Vol. 8 No. 13.
- Ott, J.A. 2001. Expansion of Mediterranean Odonata in Germany and Europe. Consequences of climatic changes. In Walther, G.-R., Burga. C.A., and Edwards, P.J. (Eds), Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species ranges, pp. 89-111. Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York.
- Pacala, S.W. y Tilman, D. 1994. Limiting similarity in mechanistic and spatial models of plant competition in heterogeneous environments. *American Naturalist* 143: 222-257.
- Papeş, M. and Gaubert, P. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and distributions* 13:890-902.
- Peterson T.A., 2001. Predicting species geographic distributions based on ecological niche modelling. *The Condor* 103:599–605.
- Pliscoff P. y Fuentes-Castillo T. 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande* 48:61-79.
- Polhemus, D. A. 1993. Damsels in distress –a review of the conservation status of Hawaiian Megalagrion damselflies (Odonata, Coenagrionidae). *Aquatic Conservation Marine and freshwater Ecosystems* 3, 343-349.
- Polhemus, D. A. and Asquith, A. 1996. Hawaiian Damselflies: a field identification guide. Bishop Museum Press, Honolulu, HA.
- Porter, J. H. 2000. Scientific databases. Pages 48–69 in W. K. Michener and J. Brunt, editors. *Ecological data: design, management and processing*. Blackwell Science, Oxford, United Kingdom.
- Poveda Bernabé. M.A. y López Vázquez C.M. 2012. Fundamentos de las Infraestructuras de Datos Espaciales. Serie Científica UPM Press, Editado y publicado por UPM Press, 1ª edición, Impreso en España por Ulzama Digital. 596 pág.

- Power, M.E. 2006. Environmental controls on food web regimes: a fluvial perspective. *Progress in Oceanography* 68, 125-133.
- Powers R.P., and W. Jetz (2019) Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Clim Ch* 9:323–329.
- Prendergast, J. R., and Eversham, B. C. 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography*, 20(2), 210–216.
- Prendergast J.R., Quinn R.M., Lawton J.H., Eversham B.C., Gibbons D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365:335–337.
- Prieto-Amparán J., Villareal-Guerrero F., Martínez-Salgado M., Manjarrez-Domínguez C., Vázquez-Quintero G. and Pinedo-Alvarez A. 2019: Spatial near future modeling of land use and land cover changes in the temperate forests of Mexico. *PeerJ*. DOI 10.7717/peerj.6617, 25 pp.
- Ramírez, A., D. R. Paulson and C. Esquivel. 2000. Odonata of Costa Rica: Diversity and checklist of species. *Rev. Biol. Trop.* 48: 247-254.
- Ramirez, A. 2010. Odonata. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 4): 97-136.
- Ramírez-Delgado J. P., Christmanb Z. and Schmooka B. 2014. Deforestation and fragmentation of seasonal tropical forest in the southern Yucatán, Mexico (1990-2006). *Geocarto International*. DOI: 10.1080/10106049.2013.868039
- Raxworthy, C. J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R. A., Schneider, G. E., Ortega-Huerta, M. A., and Peterson, A. T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426(6968), 837-841.
- Reddy, S. v Dávalos, L.M. 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography* 30: 1719-1727.
- Rocha-Ortega, M., Rodríguez, P., and Córdoba-Aguilar, A. 2019. Can dragonfly and damselfly communities be used as bioindicators of land use intensification? *Ecological Indicators*, 107, 105553.
- Rodríguez-Tapia, G. Rocha-Ortega, M. and Córdoba-Aguilar, A. 2020. An index to estimate the vulnerability of damselflies and dragonflies (Insecta: Odonata) to land use changes using niche modeling, *Aquatic Insects*.

- Rodríguez-Tapia G. y Escalante T. 2006. Manejo e importancia de las bases de datos en colecciones biológicas. En: Colecciones mastozoológicas de México 2006. Ed. Lorenzo Monterrubio Consuelo, Espinoza Medinilla Eduardo, Briones Salas Miguel Ángel, Cervantes Reza Fernando Alfredo. Universidad Nacional Autónoma de México; Instituto de Biología; Asociación Mexicana de Mastozoología. 572 p.
- Rosenberg, D., and Resh, V. 1993. Freshwater biomonitoring and macroinvertebrates 1993.
- Santiago I. 2005 Tutorial de lecturas. Fundamentos de Arcgis versión Arcview 9.1. Área de tecnologías de información gubernamental. Puerto Rico.
- Sánchez-Guillén, R. A., Muñoz, J., Rodríguez-Tapia, G., Arroyo, T. P. F., and Córdoba-Aguilar, A. 2013. Climate-induced range shifts and possible hybridisation consequences in insects. PLoS one, 8(11). Seth Bybee, Department of Entomology and Nematology, coordinated by T. R. Fasulo, University of Florida, Gainesville, FL.
- Sánchez-Guillén, R.A., Muñoz, J., Hafernik, J., Tierney, M., Rodríguez-Tapia, G. and Córdoba-Aguilar, A. 2014. Hybridization rate and climate change: Are endangered species at risk? J. Insect Conserv. 18, 295-305.
- Santos J.M., Smith B.A., Dekker C.S., Eppinga B.M., Leitao J.P., Moreno-Mateos D., Holme M.N. and Ruggeri M. 2021. The role of land use and land cover change in climate change vulnerability assessment of biodiversity: a systematic review. Landscape Ecol. [https://doi.org/10.1007/s10980-021-01276-w\(0123456789\(\)\).-volV\(0123456789\(\)\).-vol](https://doi.org/10.1007/s10980-021-01276-w(0123456789()).-volV(0123456789()).-vol)
- Schmidt, E. 1985. Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonata species (RSO)". Odonatologica 14: 127-133.
- Schmidt, E. 1991. Das Nischenkonzept zur die Bioindikation am Beispiel Libellen. (El concepto de nicho para la bioindicación utilizando el ejemplo de las libélulas.) Beirr. Landespflge Rheinland-Pfalz 14: 95-117.
- Shimaika J. P. and M. J. Samways 2009. An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. Biodiversity and Conservation. 18:1171-1185.

- Simaika, J. P., and Samways, M. J. 2015. Predicted range shifts of dragonflies over a wide elevation gradient in the southern hemisphere. *Freshwater Science*, 34(3), 1133-1143.
- Soberón, J., and Nakamura, M. 2009. Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106 (Supplement 2), 19644-19650.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., and Peterson, T. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2), 437-441.
- Soberón, J., y T. Peterson. 2004. Biodiversity informatics: Managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359: 689-698.
- Soberón, J. and Peterson, A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Stoks, R. and McPeck, M.A. 2006. A tale of two diversifications: reciprocal habitat shifts to fill ecological apace along the pond permanence gradients. *American Naturalist* 168, S50-S72.
- Spellerberg, I. F. 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tennessen, K.J. 1997. The rate of species descriptions in Odonata. *Entomol. News* 108: 122-126.
- Tilman, D., Lehman, C. L., and Kareiva, P. 1997. *Population dynamics in spatial habitats. Spatial ecology: The role of space in population dynamics and*
- Thuiller, W., Araújo, M.B., Pearson, R.G., Whittaker, R.J. and Lavorel, S. 2004. Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature* 430: 33.
- UNFCCC. 2001. Report of the conference of the parties on its seventh session, held at Marrakesh from 29 october to 10 november 2001. Cap. 7, pp. 54. The United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Vázquez, D. P. (2005). Reconsiderando el nicho hutchinsoniano. *Ecología austral*, 15(2), 149-158.

- Villalobos-Jimenez, G., Dunn, A., and Hassall, C. (2016). Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: a review. *European Journal of Entomology*, 113, 217-232.
- Vincent J. Kalkman; Viola Clausnitzer; Klaas-Douwe B. Dijkstra; Albert G. Orr; Dennis R. Paulson; Jan van Tol. 2008. Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater *Hydrobiologia*. 595:351–363.
- Vitousek, P. M., Mooney H. A., Lubchenco J. y Melillo J. M. 1997. Human domination of hearth's ecosystems. *Science*. 277:494-499.
- Wiens, J. J. and Graham, C. H. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 36, 519–539.
- Wilkinson DM 1999. The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos* 84:145–147. doi:10.2307/3546874.
- Wilson, C. D., D. Roberts, and N. Reid. 2011. Applying species distribution modelling to identify areas of high conservation value for endangered species: a case study using *Margaritifera margaritifera* (L.). *Biological Conservation* 144: 821–829.
- Zuarth G.C. y Vallarino A., 2014. Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección del medio ambiente? In: *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental*. Ed, Zuarth G.C., Vallarino A., Pérez J.C. y Pfeng L.A. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur)/ Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2014. 782 pp.
- Zunino, M. and Palestrini, C. 1991. El concepto de especie y la biogeografía. *Anales de Biología*, 17 (Biología Animal,6), 85-88.
- Zunino, M. and Zullini, A. 2003. *Biogeografía: la dimensión espacial de la evolución*. México: Fondo de Cultura Económica.

APÉNDICE



Análisis jerárquico de la intensidad de cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México

Recibido: 11 de abril de 2015. Aceptado en versión final: 30 de agosto de 2015.
Publicado en línea (pre-print): 27 de abril de 2015.

Michelle Farfán Gutiérrez*
Gerardo Rodríguez-Tapia**
Jean-François Mas***

Resumen. El análisis jerárquico de intensidad de cambio de cobertura/uso de suelo es un marco cuantitativo de análisis espacial anidado que permite estimar los cambios en tres niveles de orden, intervalo de tiempo, categoría y transición, a partir de una matriz de cambio. Se presenta su aplicación para dos periodos de tiempo 2000-2004 y 2004-2008 en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, área de estudio altamente heterogénea en términos de los tipos de vegetación y usos del suelo. Se usó cartografía del INEGI a escala 1:50 000 actualizada mediante una imagen Landsat ETM+ del 2000 e imágenes SPOT para 2004 y 2008. El análisis permitió conocer en qué intervalo de tiempo la tasa anual general de cambio es más rápida, cuáles son las categorías más activas y cuáles son latentes; cuáles son las ca-

tegorías objetivo para las transiciones activas, y si el patrón de cambio es estable en el tiempo. Se observó una mayor tasa anual de cambio entre 2000 y 2004 en comparación con el periodo 2004-2008. A nivel de categorías, se encontraron altas tasas de deforestación de las selvas tropicales hacia usos agropecuarios, y latencia en bosques templados con baja intensidad de transición hacia usos agropecuarios. En particular la actividad ganadera arraigada en la región aparece como factor promotor del proceso de deforestación, que en la praxis sobre el terreno se expresa diferencialmente en selvas y bosques.

Palabras clave: intensidad, cambio, deforestación, reserva, biosfera.

* División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato, Av. Juárez 77, Zona Centro, 36000, Guanajuato, Gto. E-mail: farfanmichel@gmail.com

** Unidad de Geomática, Instituto de Ecología (IE), Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, 04510, México, D. F. E-mail: gerardo@ecologia.unam.mx

*** Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Michoacán. E-mail: jfmas@ciga.unam.mx

Cómo citar:

Farfán G., Michelle, G. Rodríguez-Tapia y J.-F. Mas (2016), "Análisis jerárquico de la intensidad de cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2000-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 90, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 89-104, [dx.doi.org/10.14350/ig.48600](https://doi.org/10.14350/ig.48600).

Hierarchical analysis of the intensity of change of land use/cover change and deforestation (2000-2008) in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico

Abstract. Hierarchical intensity analysis of land cover/use change is a quantitative framework of nested spatial analyses that allows the estimation of changes using a change matrix at three levels of order: time interval, category, and transition. The intention of this article is to present the advantages of this framework in analyzing the dynamics of land use/cover change using the change matrix, which has been commonly used for this purpose. However, even though the change matrix identifies some key patterns, it does not indicate whether the observed patterns have derived from processes that are systematically more or less intense than a random or uniform process. Among the most important considerations in intensity of change analysis is the use of a hierarchical order that starts at the time interval level, then takes into account the level of categories and culminates at level of transitions. Thus, the areas of each category at the start and end times serve to establish a uniform basis for the comparison between the expected and observed changes. In this way it is possible to define more clearly the patterns of change between time intervals and identifying potential drivers of the process. We present apply this analysis for two time periods (2000-2004 and 2004-2008) in the Biosphere Reserve Sierra de Manantlán (BRSM), a highly heterogeneous area in terms of vegetation type and land use, which was declared as a reserve in the last decade of the twentieth century. We used the cartography from INEGI at a 1:50,000 scale, updated by means of a Landsat ETM+ image for the year 2000, and SPOT 5 images for 2004 and 2008. Our analysis has allowed us to determine the time interval in which the general annual change rate was higher; which categories were most active and which latent; which categories were targets of active transitions; and if the pattern of change remained stable through time. We observed a fast annual rate of change between 2000 and 2004, with an absolute change of 70.936 hectares in comparison to the period 2004-2008, which showed a slower

rate of change, of 2,194 ha in absolute terms. These results show a deceleration in the overall process of transformation of land use, which could be related to the publication and implementation of the BRSM management plan in 2000, which may have restricted land-use change in the core zones.

At the category level, we found high rates of deforestation of tropical forests to agricultural and livestock production uses, and latency in temperate forests with a slower intensity of transition towards these uses. In this regard, the temperate forests are latent coverages that do not fall in the change intensively in the overall dynamics of change and could mean they are in a state of minor disturbance. However, there might be a degradation process, since in the case of introduction of cattle, this grazing free mainly in the rainy season directly affecting the temperate forest understory.

In terms of change rate, the tropical forests had an estimated -1% per year rate. In contrast, forests showed lower rates of change of -0.5% per year. The land uses change rates such as irrigated agriculture, induced pasture, urban areas and iron mine were above 1% per year, indicating an increase in its surface in both periods. An intensive process of change observed in both periods at the category level is the loss of tropical dry forest. The areas of higher change are located in the buffer and influence zones, where the management plan does not regulate land use. In particular, long-established livestock production activity in the region appears as the driving factor of deforestation, affecting both tropical and temperate forests though at different rates. Finally, the cartography derived from the analysis of intensity of change is a contribution for decision-making concerning the management of the BRSM with emphasis in the buffer zone.

Key words: Intensity, change, deforestation, reserve, biosphere.

INTRODUCCIÓN

El análisis de intensidad de cambio es un marco de análisis cuantitativo jerárquico que permite conocer los cambios en cantidad y magnitud entre categorías dentro de un intervalo de tiempo (Aldwaik y Pontius, 2012). Su expresión parte del cálculo de una matriz de cambio en la que el número de filas es igual al número de columnas. Este nuevo enfoque fue presentado por primera vez por Pontius *et al.* (2004) y desde entonces ha sido utilizado para estimar la intensidad de la dinámica de cambio

en diversas áreas de estudio y a diferentes escalas (Manandhar *et al.* 2010, Pontius *et al.* 2013). Dada la diversidad de estudios publicados hasta ahora en revistas anglosajonas, el propósito de este artículo es exponer sus ventajas para analizar la dinámica de cambio de cobertura/uso de suelo partiendo de la matriz de cambio, que ha sido utilizada comúnmente para dicho propósito. Sin embargo, si bien la matriz de cambio permite identificar algunos patrones clave, no permite determinar si los patrones observados que podrían haber derivado de procesos que son sistemáticamente más o menos

intensos que un proceso aleatorio o uniforme (Pontius *et al.*, 2004). Dentro de las consideraciones más importantes del análisis de intensidad de cambio, puede destacarse el uso de un orden jerárquico que inicia a nivel del intervalo de tiempo, después a nivel de categorías y termina a nivel de transiciones. Por tanto, las áreas de las categorías al tiempo inicial y final sirven para establecer una línea de base uniforme para la comparación entre los cambios observados y los esperados. De esta manera es posible definir de manera más clara el patrón de cambio entre intervalos de tiempo y aproximarnos a los posibles impulsores del proceso. Este enfoque de análisis se implementó en un área protegida, la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM), decretada en la última década del siglo XX (Ceballos *et al.*, 2010). Los objetivos del estudio se enfocaron a determinar la intensidad de los cambios ocurridos en las coberturas forestales y los usos de suelo a un nivel jerárquico y en un orden creciente de detalle. Es decir, se analizaron los cambios a nivel del intervalo total de tiempo (2000-2008), a nivel de los subintervalos de tiempo (2000-2004, 2004-2008), a nivel de categorías y a nivel de la intensidad con la que ocurrieron las transiciones. Finalmente, se propone un conjunto

de factores que potencialmente promueven el proceso de deforestación en la RBSM.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA EN ESTUDIO

Localización geográfica y zonificación

La RBSM fue decretada por el Ejecutivo Federal en marzo de 1987 (INE, 2000). Está localizada entre los 19°26'47" y 19°42'05" latitud norte, y 103°51'12" y 104°27'05" longitud oeste (Figura 1) y su territorio comprende parte de los estados de Jalisco y Colima, al occidente de México. En este estudio se definió un área que incluye el polígono de la RBSM (1 396 km²), más su zona de influencia (ZI), con una extensión total de 4 576 km².

Relieve y tipos de vegetación

La RBSM destaca por un gradiente altitudinal que va de los 400 a los 2 900 msnm, asociado a una diversidad litológica y a una complejidad geomorfológica como principales factores diferenciadores del paisaje (Pérez *et al.*, 2008; INE, 2000). Las partes altas y templadas de la RBSM están compuestas por bosques de coníferas, de encinos y latifoliadas; en altitudes medias y bajo condiciones subhúmedas

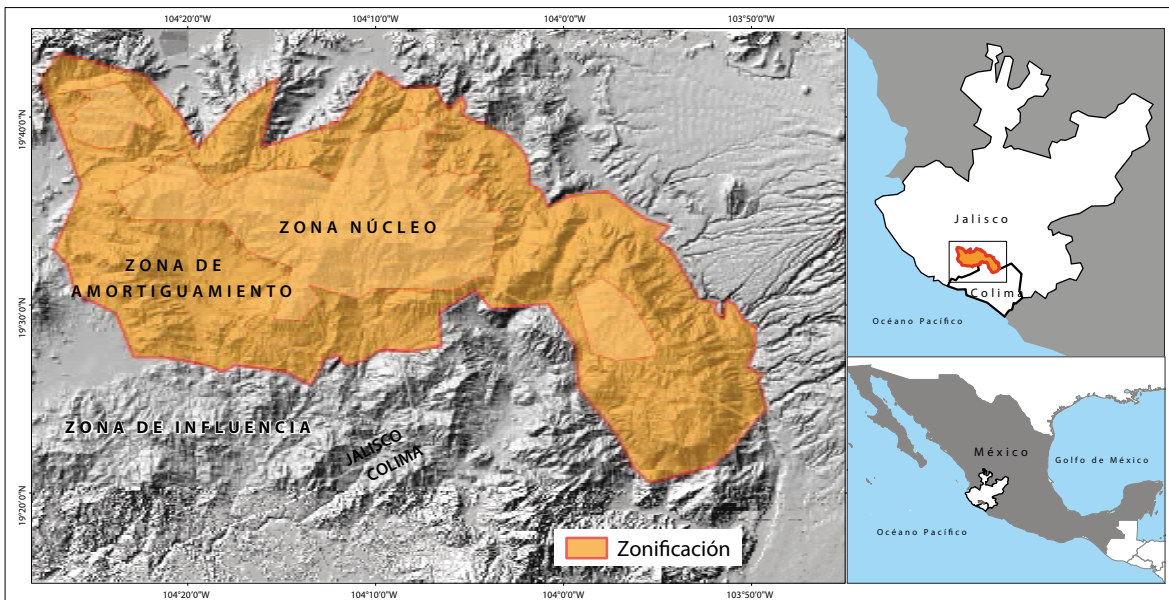


Figura 1. Localización del área en estudio.

abundan los pinares y el bosque mesófilo de montaña; en las laderas por debajo de los 1 000 msnm, con un clima subhúmedo, se desarrollan selvas bajas caducifolias y, finalmente, en las laderas bajas de las montañas y en algunas mesetas altas se localizan terrenos de cultivo. La variación del relieve en combinación con el clima, caracterizado por una marcada estacionalidad entre la temporada de lluvias y la de secas, hace posible una gran diversidad vegetal con un registro de más de 2 700 especies de plantas vasculares (INE, 2000).

MATERIALES

El área en estudio se delimitó utilizando la zonificación del decreto como Reserva de la Biosfera (*Ibid.*) en conjunto con las cartas de uso de suelo y vegetación (1:50 000) de INEGI (1971). Esta información fue incorporada dentro de un Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcGis (Versión 9.3). Para actualizar la información de INEGI fue empleada una imagen Landsat ETM+ del 2000, con una resolución espacial de 30 metros. Este insumo fue proporcionado por el Inventario Forestal Nacional 2000-2001 y se emplearon seis bandas que corresponden al espectro visible y al infrarrojo (1, 2, 3, 4, 5 y 7) generando compuestos en falso color, que sirvieron como base para la identificación visual de los tipos de coberturas y usos del suelo. Para las siguientes fechas (2004 y 2008) se emplearon imágenes SPOT 5 con nivel de procesamiento 2A (Cuadro 1), con una resolución espacial de 10 m. Todos los insumos cartográficos se proyectaron en UTM zona 13 norte, datum WGS84.

MÉTODOS

Actualización de los tipos de vegetación y uso de suelo

Se actualizó la cartografía de vegetación y uso de suelo, utilizando la leyenda propuesta por Farfán (2009), que homologa sistemas previos de clasificación de los tipos de vegetación y uso de suelo para la RBSM. Se cartografiaron 13 categorías de vegetación y uso del suelo (Figura 2), que fueron

actualizadas para las fechas 2000, 2004 y 2008 con la técnica de clasificación visual interdependiente propuesta por la FAO (2001). Esta consiste en que los polígonos de una primera fecha sirvan de referencia para interpretar las imágenes de las demás fechas, modificando solo los segmentos en donde se visualicen cambios. Es un método fiable debido a que reduce al mínimo errores de posición y de clasificación (Ramírez y Zubieta, 2005).

Estimación de la tasa de cambio

Se calcularon las tasas de deforestación con la siguiente ecuación (1) utilizada por la FAO (1996):

$$t = \left(\frac{S_1 - S_2}{S_1} \right)^{1/n} \quad (1)$$

Donde t es la tasa de cambio, S_1 y S_2 son las superficies de uso del suelo en la fecha inicial y final, respectivamente. La variable n equivale a la duración del periodo evaluado. Un valor negativo de t indica una disminución de la cobertura y por el contrario, si t es mayor que cero, hay un aumento de la misma.

Monitoreo espacio-temporal de la dinámica de cambio de cobertura/uso del suelo

La cartografía vectorial actualizada (2000-2008) fue transformada a formato raster con una resolución de celda de 30 m, la cual fue utilizada para calcular las matrices de transición para dos periodos 2000-2004 y 2004-2008. Este análisis consiste en la sobreposición cartográfica y una tabulación cruzada empleando dos fechas (fecha 1 y fecha 2), para definir un primer intervalo de tiempo (Eastman *et al.*, 1995; Bocco *et al.*, 2001). Como resultado se obtuvo una matriz, que es una tabla de arreglos simétricos que contiene en el eje horizontal las categorías de vegetación y uso del suelo para la primera fecha, mientras que en el eje vertical tiene la información proveniente de la siguiente fecha (Cuadro 2). La diagonal de la matriz, representa la superficie de cada categoría de vegetación y uso de suelo que permaneció sin cambios durante el periodo considerado, mientras que en el resto de las celdas muestra la superficie que experimentó un

Cuadro 1. Imágenes satelitales empleadas para actualizar la cobertura y uso del suelo.

Imagen multiespectral	Fecha	Resolución espacial (en metros)	Resolución espectral
Landsat ETM+	23/mayo/2000 7/junio/2000	30	7 bandas + 1 pancromática
SPOT 5	21/enero/2004 24/diciembre/2008	10	4 bandas + 1 pancromática

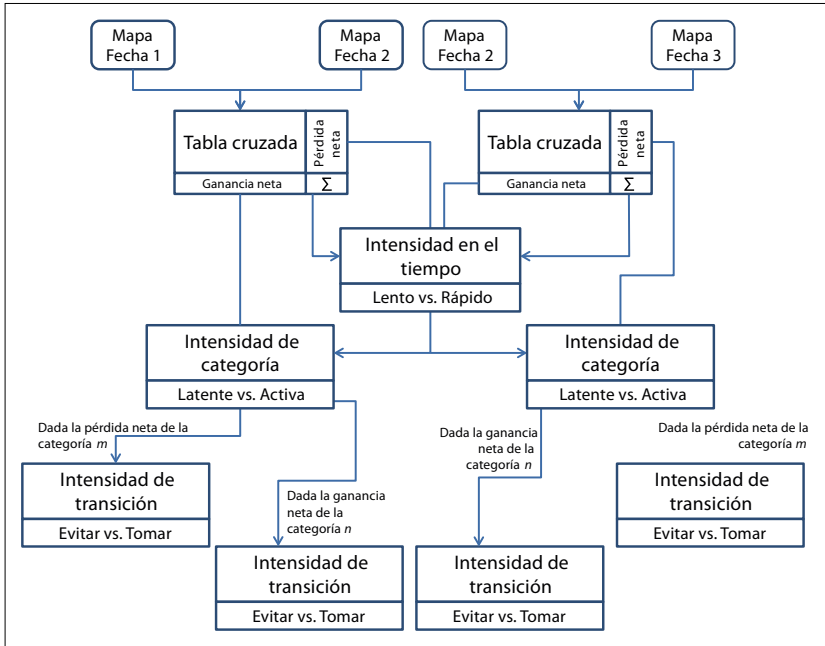


Figura 2. Análisis de intensidad de la dinámica de cambio a nivel creciente de detalle: intervalo, categoría y transición (adaptada de Aldwaik y Pontius, 2012).

Cuadro 2. Matriz que muestra la estimación del intercambio (Int), cambio total (Ct), cambio neto (Cn), ganancia (G_{ij}) y pérdida (L_{ij}) entre categorías (Cat) de la fecha 1 a la fecha 2 (adaptada de Pontius *et al.*, 2004).

		Fecha 2				Suma total fecha 1 (P _{i+})	Pérdida (L _i)	Cambio total (Ct)	Cambio neto (Cn)	Intercambio (Int)
		Cat 1(j)	Cat 2	Cat 3	Cat _j					
Fecha 1	Cat 1(i)	P ₁₁	P ₁₂	P ₁₃	P _{1j}	P ₁₊	P ₁₊ -P ₁₁	= L + G	= Ct-Int	= 2*min(L,G)
	Cat 2	P ₂₁	P ₂₂	P ₂₃	P _{2j}	P ₂₊	P ₂₊ -P ₂₂			
	Cat 3	P ₃₁	P ₃₂	P ₃₃	P _{3j}	P ₃₊	P ₃₊ -P ₃₃			
	Cat _i	P _{i1}	P _{i2}	P _{i3}	P _{ij}	P _{i+}				
	Suma total fecha 2 (P _{+j})	P ₊₁	P ₊₂	P ₊₃	P _{+j}	1				
Ganancia (G _j)	P ₊₁ -P ₁₁	P ₊₂ -P ₂₂	P ₊₃ -P ₃₃							

cambio hacia algún otro tipo de categoría. A partir de la matriz de cambio se estimó el cambio total, el cambio neto, la ganancia, la pérdida y la estimación del intercambio entre coberturas (*swap* en inglés) de cada una de las coberturas hacia otras categorías, principalmente usos de suelo (Cuadro 2).

Las matrices de transición terminan con una columna al final que es la suma de las superficies de todas las categorías en la fecha 1 (P_{i+}) y con un renglón hasta abajo que es de igual manera, la suma total para las categorías de la fecha 2 (P_{+j}). De acuerdo con Pontius *et al.* (2004) se agregaron en este análisis columnas y filas que representan la ganancia, la pérdida y el intercambio entre categorías (Cuadro 2).

El intercambio es el proceso en que la pérdida de una determinada categoría en un lugar está acompañada por su ganancia simultánea en otra ubicación. Por ejemplo, cuando la deforestación de un bosque va acompañada de su reforestación en otro lugar dentro del mismo periodo de tiempo. El intercambio entre categorías (Int) se calcula como dos veces el valor mínimo de las ganancias y las pérdidas,

$$\text{Int} = 2 \times \text{MIN} (P_{i+} - P_{jj}, P_{+j} - P_{jj}) \quad (2)$$

Por otra parte, se estima la ganancia (G_j), como la diferencia del área total de la categoría j en la fecha 2 (P_{+j}) y la persistencia expresada en la diagonal de la matriz (P_{jj}),

$$G_j = (P_{+j}) - (P_{jj}) \quad (3)$$

Finalmente, la pérdida (L_{ij}) es la diferencia entre el área total de una categoría i en la fecha 1 (P_{i+}) y la persistencia,

$$(P_{ij}), L_{ij} = (P_{i+}) - (P_{jj}) \quad (4)$$

Para calcular el cambio total a nivel de categoría (Ct) se suma el cambio neto (Cn) y el intercambio (Int), o bien, se realiza la suma de las ganancias (G_j) y las pérdidas (L_i).

Análisis jerárquico de intensidad del cambio de cobertura/uso de suelo

El análisis de intensidad de cambio está definido dentro de un marco teórico matemático que en términos generales compara la intensidad de cambio uniforme, definido como un cambio distribuido uniformemente a nivel de intervalo, de categoría o de transición, que sirve de referencia para comparar el cambio observado a los mismos niveles jerárquicos. Este enfoque permite identificar cambios sistemáticos independientes de cualquier nivel de persistencia (Figura 2). Si los patrones de cambio derivados del análisis dentro de un intervalo de tiempo persisten en los siguientes intervalos de tiempo, entonces el proceso de cambio es estacionario (Aldwaik y Pontius, 2012).

Los niveles jerárquicos del análisis se muestran en el diagrama de flujo de la Figura 3. La notación matemática empleada para las ecuaciones correspondientes se define en el Cuadro 3.

El primer nivel del análisis estima la intensidad de cambio a nivel de intervalo de tiempo entre



Figura 3. Intensidad de cambio a nivel de intervalo de tiempo. Si el periodo se extiende por arriba de la línea de intensidad uniforme, entonces es un periodo activo (2000-2004), de lo contrario es latente (2004-2008).

Cuadro 3. Notación matemática de las ecuaciones a nivel jerárquico de análisis, intervalo, categoría y transición

T	Número de puntos en el tiempo, equivalente a 3 para nuestro caso de estudio
Y_t	Año al tiempo t
t	Índice para el intervalo de tiempo inicial $[Y_t, Y_{t+1}]$, donde t tiene un rango de 1 hacia $T-1$
J	Número de categorías
i	Índice para la categoría del inicio del intervalo
j	Índice para la categoría al final del intervalo
m	Índice para la categoría que pierde en la transición seleccionada
n	Índice para la categoría que gana en la transición seleccionada
C_{ij}	Número de píxeles en la transición de la categoría i a la categoría j durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$
S_t	Cambio anual durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$
U	Cambio anual uniforme durante la extensión $[Y_1, Y_3]$
G_{ij}	Intensidad en la ganancia anual de la categoría j durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría j al tiempo $t + 1$
L_{ii}	Intensidad de pérdida anual de la categoría i durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría i al tiempo t
R_{in}	Intensidad de transición anual de la categoría i a la categoría n durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría i al tiempo t donde $i \neq n$
w_m	Intensidad anual uniforme de transición de todas las categorías diferentes de n hacia la categoría n durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de las categorías diferentes de n al tiempo t
Q_{mj}	Intensidad de transición anual de la categoría i a la categoría m durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría j al tiempo $t+1$ donde $j \neq m$
V_{nm}	Intensidad de transición anual uniforme desde todas las categorías que no son m hacia la categoría j durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de todas las categorías que no son m en el tiempo $t+1$

la fecha 1 y la fecha 2. Esta estimación permite saber cómo la tasa de cambio anual varía entre los intervalos de tiempo, y puede ser rápida o lenta. Después de calcular la intensidad de cambio anual para cada intervalo de tiempo (ecuación 5), se compararon las tasas observadas con respecto a una tasa uniforme que existiría si los cambios anuales fueran distribuidos de manera uniforme en todo el periodo de tiempo (ecuación 6).

$$S_t = \frac{\text{área de cambio durante el intervalo } [Y_t, Y_t + 1] / \text{área de estudio}}{\text{duración del intervalo } [Y_t, Y_t + 1]} \times 100 \quad (5)$$

$$U = \frac{\text{área de cambio durante todos los intervalos} / \text{área de estudio}}{\text{duración de todos los intervalos}} \times 100 \quad (6)$$

A nivel de categorías, se estimó cómo las ganancias y las pérdidas cambian en relación con el área de la categoría, considerando respectivamente su área al inicio y al final del periodo (ecuaciones 7 y 8). También se comparó la intensidad del cambio anual observado a nivel de las categorías con la correspondiente intensidad uniforme de cambio anual que se produciría si el cambio durante cada intervalo se asignara de manera uniforme en el área en estudio. Por tanto, si la intensidad de cambio de la categoría es mayor al cambio uniforme, entonces la categoría es activa durante el intervalo. Por el contrario, si la intensidad de cambio es menor a éste, entonces la categoría es latente. De la ecuación (6) se obtiene la intensidad uniforme para el intervalo de tiempo t a nivel de categoría, por lo tanto la ecuación (4) vincula el análisis a nivel de intervalo con el análisis a nivel de categoría.

$$G_{tj} = \frac{\text{área de ganancia neta de la categoría } j \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } j \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (7)$$

$$L_{ti} = \frac{\text{área de pérdida neta de la categoría } i \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } i \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (8)$$

Finalmente, el análisis a nivel de transición entre coberturas, examina cómo la superficie de la transición varía dentro del intervalo de tiempo en relación con la superficie de las categorías disponibles para que ésta ocurra, teniendo en cuenta el tamaño de todas las categorías que conforman el paisaje. Para definir el análisis de intensidad a este nivel, es útil considerar la transición de una particular categoría m hacia otra categoría diferente n , que es la categoría blanco. Para esto, son importantes ciertos supuestos con respecto al lugar donde puede ocurrir la transición de m hacia n . Primero se definirá el patrón de transición de ganancia de la categoría n . Por ejemplo, si la categoría n existe en el momento inicial, a continuación, la categoría n no puede ganar en ese lugar. Cuando la categoría n gana, tiene que hacerlo a partir de los lugares que inicialmente no son categoría n . Si la categoría n gana de manera uniforme a través del paisaje, entonces ganará de otras categorías en proporción al área inicial de dichas categorías.

La ecuación (9) estima la intensidad de cambio a nivel de transición de cada categoría i hacia la categoría n , donde $i \neq n$ y genera la intensidad J-1 por intervalo de tiempo. La ecuación (10) genera la intensidad uniforme para la categoría n , que define la intensidad de la transición anual hacia la categoría n asumiendo que la categoría n gana de manera uniforme a través del paisaje.

$$R_{tin} = \frac{\text{área de transición de } i \text{ hacia } n \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } i \text{ al tiempo } Y_t} \times 100 \quad (9)$$

$$W_{tm} = \frac{\text{área de ganancia neta de la categoría } n \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área que no pertenece a la categoría } n \text{ al tiempo } Y_t} \times 100 \quad (10)$$

Ahora consideremos la pérdida de la categoría m . Dada la pérdida observada de la categoría m las ecuaciones (11) y (12) identifican las categorías que intensivamente son evitadas *versus* aquéllas que son las categorías blanco para la transición. La ecuación (11) estima la intensidad observada de la transición de la categoría m para cada categoría j , donde $j \neq m$ y genera la intensidad J-1 por intervalo de tiempo, lo que se entiende como la intensidad para cada categoría diferente de m para el intervalo de tiempo.

$$Q_{mj} = \frac{\text{área de transición de } m \text{ hacia } j \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } j \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (11)$$

$$V_{tm} = \frac{\text{área de pérdida neta de la categoría } m \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área que no pertenece a la categoría } m \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (12)$$

La ecuación (12) genera como resultado para la categoría m la intensidad uniforme en la transición anual de la categoría m hacia todas las demás categorías al final del tiempo de cada intervalo. Esta intensidad uniforme retrata la situación en la que la categoría m pierde hacia otras categorías, donde todas las categorías diferentes de m ganan de la categoría m en proporción a su tamaño relativo al final del periodo.

Si la intensidad de la transición observada es mayor que la intensidad uniforme, entonces la categoría se dirige a la transición de forma preferencial. En contraparte, si la intensidad de la transición observada es menor que la intensidad uniforme para ésta, entonces la categoría evita esa transición. Para facilitar el cálculo de las ecuaciones antes descritas se utilizó la utilería en línea publicada por Aldwaik y Pontius (2012), en el sitio en línea [<https://sites.google.com/site/intensityanalysis/home>]

RESULTADOS

Tasas de cambio

Las tasas estimadas para los usos de suelo como son agricultura de riego, pastizal inducido, zonas

urbanas y mina de hierro fueron superiores al uno por ciento por año, que indican un aumento en su superficie en ambos periodos; por el contrario, para las coberturas forestales las tasas calculadas indican una pérdida de superficies. En particular para las selvas tropicales, fueron los tipos de vegetación a una tasa estimada de -1% por año. En contraste, los bosques presentaron tasas menores de cambio de -0.5 %/año.

Intensidad jerárquica del cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación

Primer nivel: intervalo de tiempo

A nivel de intervalo de tiempo, se estimó que durante el primer periodo (2000-2004) hubo un cambio en 70 936 ha, en contraste con el segundo periodo en el que disminuyó el cambio a 2 194 ha. El cambio anual en porcentaje durante el primer periodo fue más rápido en comparación con el cambio anual observado durante el segundo periodo (2004 al 2008), (Figura 3). Estos resultados muestran una desaceleración en el proceso general de transformación del uso del suelo, lo cual podría estar relacionado con la publicación en el 2000 del plan de manejo de la RBSM, que pudo haber fortalecido la gestión de su zonificación, el cual dio un ordenamiento territorial a la Sierra de Manantlán en zonas de aprovechamiento y en zonas de conservación estricta, como las zonas núcleo. Las cuales pueden contener mejor los presos de deforestación.

Segundo nivel: ganancias y pérdidas entre categorías

Durante el primer periodo (2000-2004) se estimó una pérdida de 2 206 ha de selva baja caducifolia y de 491 ha de selva mediana subcaducifolia. El bosque mixto de encino y pino perdió 377 ha, así como el bosque mixto de encino y mesófilo de montaña con 118 ha. Los usos de suelo tuvieron ganancias importantes. La agricultura de temporal ganó 2 117 ha, seguido del pastizal inducido con 1 881 ha y finalmente la agricultura de riego con 1 103 ha (Figura 4). Se estimó en el primer periodo (2000-2004) que la selva baja caducifolia tuvo un cambio neto que indica pérdida de cobertura (Cuadro 4), de la misma manera la selva

mediana subcaducifolia y en menor medida el bosque mixto de encino y pino, con porcentajes de intercambio menores al 0.05%, por lo que el proceso neto es de pérdida para dichas coberturas forestales

En el segundo periodo (2004-2008) se estimó una pérdida de 797 ha de selva baja subcaducifolia, así como una pérdida de 377 ha de bosque mixto de encino y pino y 118 ha de bosque mixto de encino y mesófilo de montaña. Las coberturas que ganaron en superficie fueron los usos de suelo, principalmente la agricultura de temporal con 2 117 ha, seguido del pastizal inducido con 1 881 ha y finalmente la agricultura de riego con 715 ha (Cuadro 5). En relación con la velocidad del cambio, las tasas estimadas para los usos de suelo como son agricultura de riego, pastizal inducido, zonas urbanas y mina de hierro fueron superiores al uno por ciento por año, que indican un aumento en su superficie en ambos periodos. Por el contrario para las coberturas forestales las tasas calculadas indican una pérdida de superficies. En particular para las selvas tropicales, fueron los tipos de vegetación a una tasa estimada de -1% por año. En contraste, los bosques presentaron tasas menores de cambio de -0.5 %/año.

A nivel de categorías el análisis de intensidad muestra que durante el primer periodo (2000-2004) las categorías activas son la selva mediana subcaducifolia y la selva mediana subcaducifolia, mientras que los bosques aparecen como latentes.

Para el segundo periodo (2004-2008) la intensidad del cambio a nivel de las categorías forestales indicó latencia para los bosques mixtos y una condición activa para la selva baja caducifolia. La selva mediana subcaducifolia no presentó cambios detectables a nivel de intensidad de categoría en el segundo intervalo de tiempo

Un proceso de cambio intensivo observado en los dos periodos de tiempo a nivel de categoría es el de la selva baja caducifolia. Las áreas de cambio se ubican en la zona de amortiguamiento e influencia, en donde el plan de manejo no restringe su aprovechamiento. Si se compara el cambio entre selvas y bosques existe un proceso de cambio y deforestación contrastante.

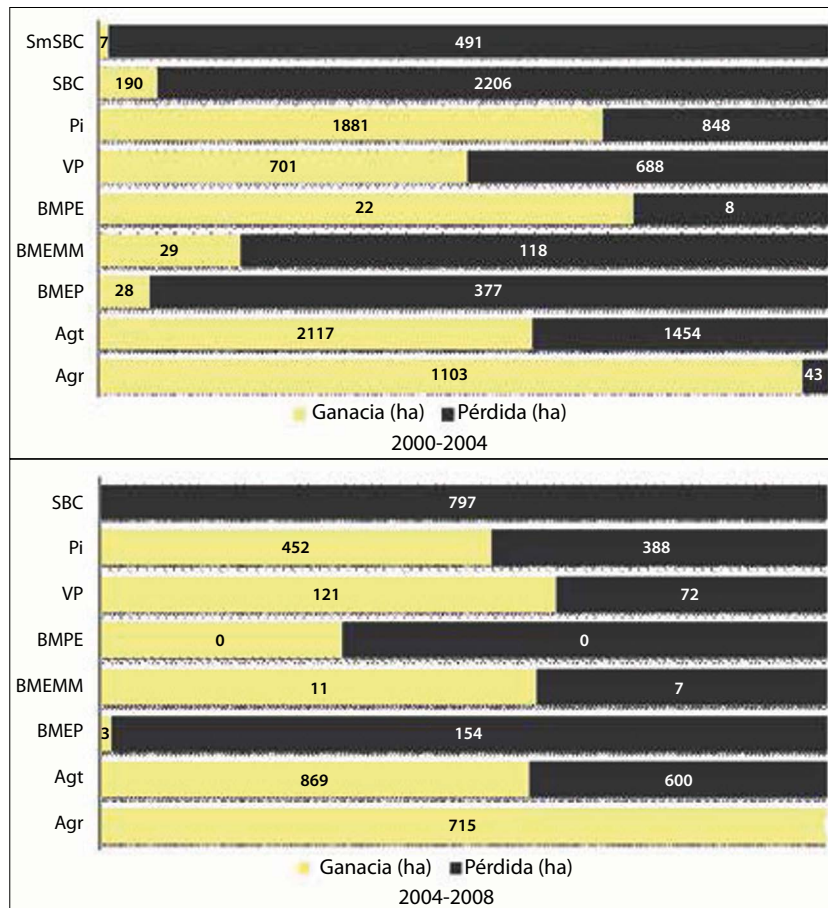


Figura 4. Superficies estimadas para cada uno de los periodos considerados (2000-2004 y 2004-2008).

Cuadro 4. Estimaciones de los cambios en términos de proporción de superficie en porcentaje para las 13 categorías en el primer periodo de tiempo (2000-2004).

Categorías	Pérdida	Ganancia	Cambio total	Cambio neto	Intercambio
	(%)				
Agricultura de riego	0.04	0.96	1.00	0.93	0.07
Agricultura de temporal	1.27	1.85	3.12	0.58	2.54
Bosque mixto de encino y pino	0.33	0.02	0.35	-0.30	0.05
Bosque mixto de encino y bosque mesófilo de montaña	0.10	0.02	0.13	-0.08	0.05
Bosque de mixto pino y encino	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01
Vegetación perturbada	0.60	0.61	1.21	0.01	1.20
Pastizal inducido	0.74	1.64	2.38	0.90	1.48
Selva baja caducifolia	1.93	0.17	2.09	-1.76	0.03
Selva mediana sub.	0.43	0.01	0.44	-0.42	0.01
Mina (área sin vegetación)	0.01	0.02	0.03	0.02	0.02
Sin vegetación aparente	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Zona urbana	0.0	0.13	0.14	0.12	0.02

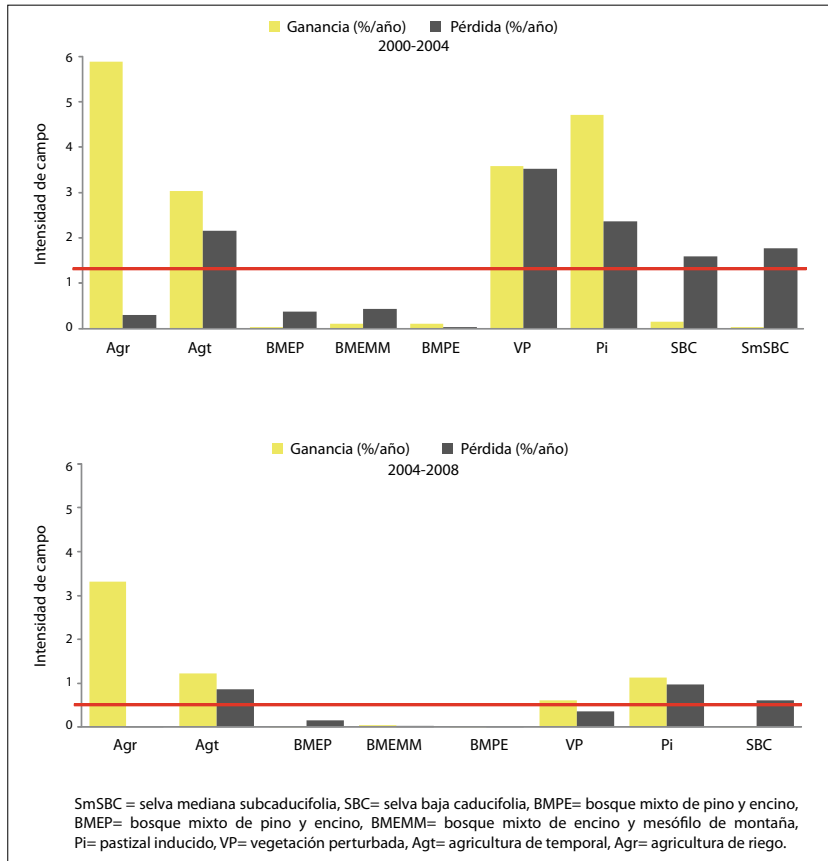


Figura 5. Intensidad del cambio en términos de ganancia y pérdida de las categorías durante los periodos de 2000-2004 y 2004-2008. Las unidades son porcentaje anual (%/año) de ganancia de la categoría en el último año; las pérdidas son el porcentaje anual en términos de la fecha inicial del intervalo. Si la categoría se extiende por arriba de la línea de intensidad uniforme, es activa en el periodo, si está por debajo, entonces es latente.

Cuadro 5. Estimaciones de los cambios en términos de proporción de superficie en porcentaje para las 13 categorías en el segundo periodo de tiempo (2004-2008).

Categorías	Pérdida	Ganancia	Cambio total	Cambio neto	Intercambio
	%				
Agricultura de riego	0.02	1.42	1.43	1.40	0.04
Agricultura de temporal	1.16	1.50	2.66	0.34	2.32
Bosque de encino	0.21	0.00	0.22	-0.21	0.00
Bosque mixto de encino y mesófilo de montaña	0.02	0.02	0.03	0.00	0.03
Bosque de pino	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Matorral	0.19	0.10	0.28	0.09	0.20
Pastizal inducido	0.41	0.76	1.18	0.35	0.83
Selva baja caducifolia	1.61	0.00	1.62	-1.61	0.00
Selva mediana sub.	0.23	0.00	0.23	-0.22	0.01
Mina (área sin vegetación)	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00
Sin vegetación aparente	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Zona urbana	0.00	0.04	0.04	0.04	0.00

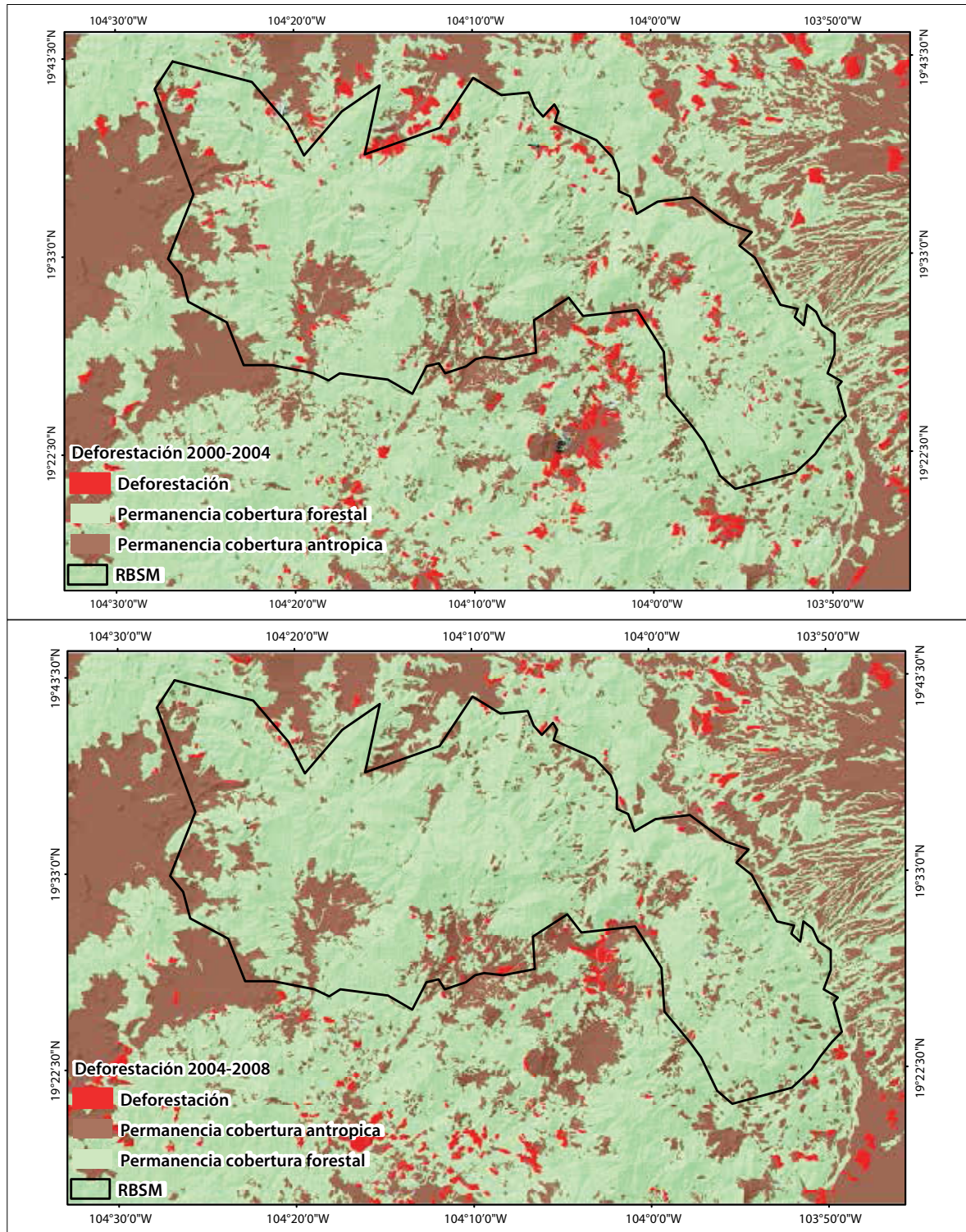


Figura 6. Localización de las áreas deforestadas para los dos periodos de tiempo analizados. El patrón que se observa está próximo a la zona de influencia y de amortiguamiento de la RBSM.

Tercer nivel: transiciones y categorías blanco

Del análisis de intensidad de transición y de las matrices se determinó que la transformación de las selvas bajas caducifolias fue principalmente hacia un proceso de expansión de la frontera agrícola y los pastizales; mientras que los bosques mixtos de encino y pino, y de encino y mesófilo de montaña fueron transformados en menor intensidad hacia el pastizal inducido y agricultura de temporal (Figura 7). Los bosques de la RBSM son coberturas latentes que no entran en el intercambio de manera intensiva hacia la dinámica total de

cambio y podría significar que están en un estado de menor perturbación (Figura 8). Sin embargo, podría existir un proceso de degradación, ya que en el caso de introducción del ganado, éste pastorea de manera libre principalmente en la época de lluvias afectando directamente el sotobosque.

DISCUSIÓN

En este trabajo se implementó un método novedoso enfocado en el análisis de la dinámica de cambio

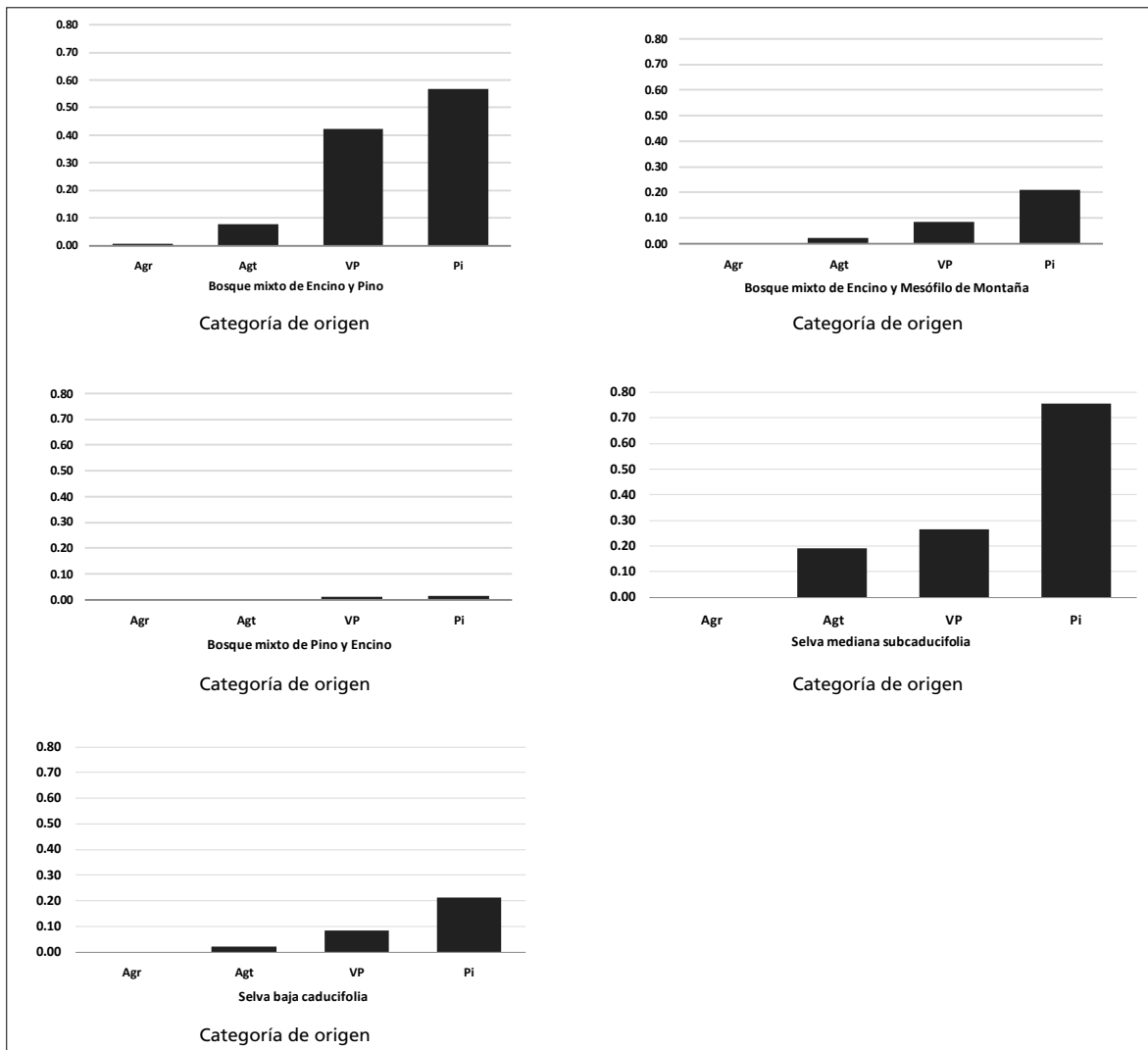


Figura 7. Análisis de intensidad a nivel de transición para el primer periodo de tiempo. Las barras indican cuáles fueron las categorías de destino (2000-2004).

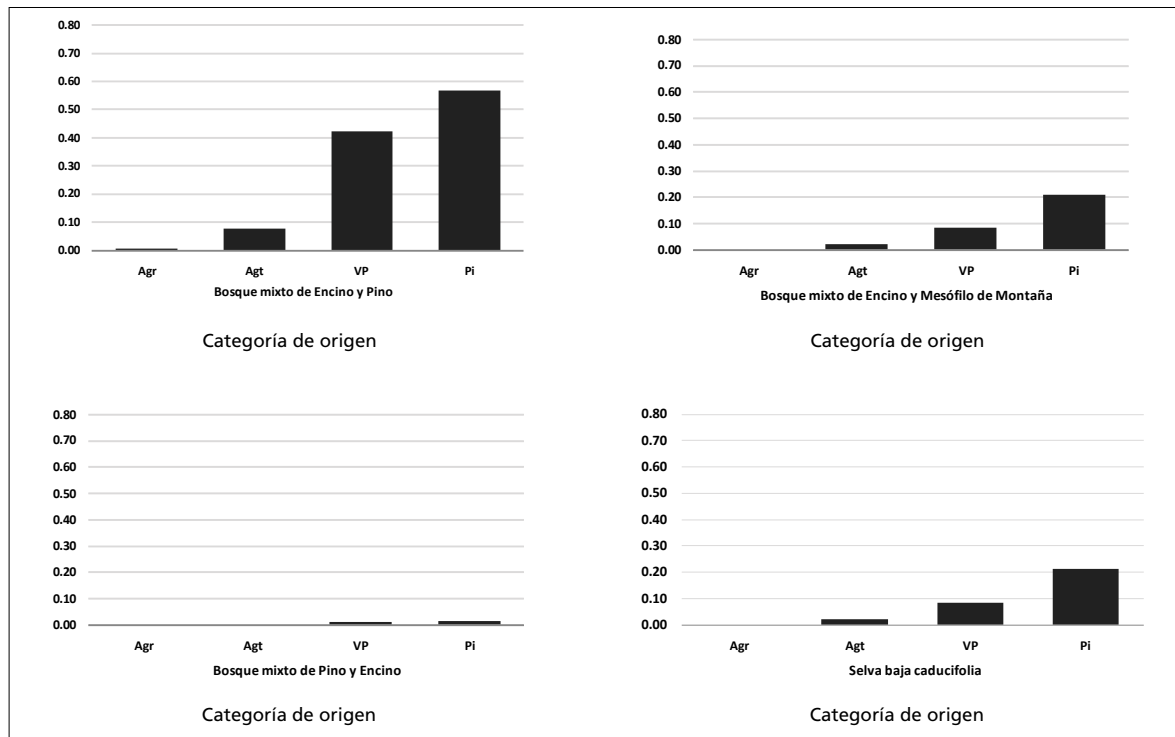


Figura 8. Análisis de intensidad a nivel de transición para el segundo periodo de tiempo. Las barras indican la categoría de origen para la transición de interés (2004-2008).

con la finalidad de mostrar la intensidad de cambio bajo un enfoque jerárquico anidado. Hasta ahora, es la primera vez que este método se desarrolla en un caso de estudio para México, el cual resulta relevante para etapas posteriores de análisis como, *a)* determinar los conductores potenciales causantes del cambio (Turner y Meyer, 1994, Aldwaik y Pontius, 2012), *b)* evaluar el impacto de la dinámica de cambio en el ambiente (Meyer y Turner, 1996), así como también *c)* pronosticar configuraciones en el uso de suelo futuro bajo diversos escenarios (Pontius *et al.*, 2008, Farfán, 2015).

El enfoque clásico de análisis de la dinámica de cambio basado solo en el análisis de la matriz de cambio, no permite determinar si los patrones de cambio observados pueden deberse a procesos sistemáticos e intensos, o bien a procesos que pueden ser aparentemente aleatorios en el tiempo. En este sentido, el análisis de cambio utilizado, al considerar en cada nivel de análisis una comparación en

función del cambio uniforme, permite tener una referencia. A nivel de periodo, el análisis permite saber si los cambios son estacionarios en el tiempo, es decir, si las tasas de cambio son similares de un periodo al otro o, al contrario, presentan fluctuaciones, como el caso de la RBSM aquí presentado. En el caso de cambios estacionarios, el análisis indica los periodos con tasas mayores o menores a las tasas esperadas bajo un escenario uniforme (estacionario). En los niveles de categorías y de transiciones, el análisis se basa en un enfoque parecido a una prueba estadística de chi cuadrado en la cual se compara la distribución de observaciones con una distribución esperada bajo el supuesto de una distribución aleatoria. En el caso de los CCUS bajo el supuesto uniforme, se espera que la cantidad de cambio por categoría o por transición dependa del área de las categorías. Se pueden por tanto identificar categorías o transiciones que ocurren con más intensidad que lo esperado bajo el supuesto uniforme.

Durante el primer periodo de tiempo (2000-2004) hubo una intensiva y rápida pérdida de las selvas tropicales hacia los usos agropecuarios en combinación con un estado latente de los bosques templados con una baja intensidad de transición hacia usos de suelo agropecuarios. Esto puede deberse a la actividad ganadera arraigada en la región como un factor promotor del proceso de deforestación que se expresa de manera diferencial entre selvas y bosques. Si bien en ambos casos hay un impacto, en el caso de las selvas implica la remoción total de la cobertura. Estudios previos de monitoreo para la RBSM mostraron también esta dinámica, durante el periodo de 1971 al 2000, con una tasa de deforestación de 2.7%/año para la selva mediana subcaducifolia durante el periodo de 1971 al 2000 y menor para los bosques templados (Farfán, 2009). A escala nacional, se ha observado para México la misma tendencia en donde la tasa de deforestación estimada para las selvas es superior a la de los bosques. De acuerdo con Mas *et al.* (2004), entre 1976 y el 2000, fueron deforestadas 60 000 km² de selvas a una tasa de 0.76%/año en contraste con la cifra para los bosques de 20 000 km² a una tasa de 0.25% por año. Las razones que explican esta tendencia se asocian a los sistemas de aprovechamiento, y se argumenta que las selvas son un tipo de vegetación más fácil de “limpiar” para diversas actividades agropecuarias debido al tamaño de los árboles sumado a que pueden ser fácilmente quemadas en la época seca.

Por otra parte, la ubicación de los desmontes localizados en la zona de influencia, probablemente pueden estar impulsados por el crecimiento de los asentamientos urbanos e infraestructura asociada, así como por las actividades de la mina a cielo abierto de Peña Colorada para la extracción de hierro. Es importante poner en perspectiva que aun con los problemas de deforestación ya descritos, se ha reportado que la RBSM es efectiva en la contención de los procesos CCUS en comparación con otras reservas de la biosfera del país (Figueroa y Sánchez, 2008).

CONCLUSIÓN

El análisis de intensidad de cambio es un marco cuantitativo novedoso que permite monitorear la dinámica de cambio bajo otros parámetros además de la proporción de la categoría ganada o perdida al final del periodo, tales como categoría activa o latente, identificación de las categorías blanco, y la aproximación jerárquica a la dinámica de cambio. Los resultados ilustran cómo el análisis de intensidad proporciona información diferente de la información obtenida a partir de una comparación directa de las áreas de las categorías de entrada de la matriz de transición.

Es claro un proceso de deforestación y uso de suelo intensivo para las selvas tropicales principalmente en la zona de influencia de la RBSM. Por sí mismo el ordenamiento territorial de zonificación, no es suficiente para contener la presión extractiva de los recursos de su zona de influencia y garantizar la conservación de los recursos *in situ* al interior de la misma. Finalmente, la cartografía derivada del análisis de intensidad de cambio es una contribución para la toma de decisiones en torno a la gestión de la RBSM.

REFERENCIAS

- Aldwaik, S. y R. Pontius (2012), “Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition”, *Landscape and Urban Planning*, Issue 106, pp. 103-114.
- Bocco, G., M. Mendoza y O. Maser (2001), “La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación”, *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 44, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 18-38.
- Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza y J. Bezaury (2010), “Áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico mexicano”, en Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury y R. Dirzo (coords.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del oeste de México*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, UNAM, México, pp. 387-392.

- Eastman, J. R., J. E. McKendry y M. A. Fulk (1995), *Change and time series analysis*, United Nations Institute for Training and Research, Ginebra.
- FAO (2001), *Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report. FAO forestry paper 140*, Food and Agriculture Organization of the UN, Roma.
- Farfán, M. (2009), De la percepción remota a la social, deforestación y conservación (1973-2000) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, tesis de Maestría, Posgrado en Geografía, UNAM, México.
- Farfán, M. (2015), Escenarios de deforestación (2004-2018) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán y su impacto en la distribución de dos felinos, tesis de Doctorado, Posgrado en Geografía, UNAM, México.
- Ferrusquía Villafraña, I. (1993), "Geología de México: una sinopsis", en Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: Orígenes y distribución*, Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 3-108.
- Figuerola, F. y V. Sánchez Cordero (2008), "Effectiveness of natural protected areas to prevent land cover change in Mexico", *Biodivers Conserv*, núm. 17, pp. 3223-3240.
- INE (2000), *Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán*, Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara, México.
- INEGI (1971), *Carta de uso del suelo y vegetación (1:50 000)*, México.
- Jardel, E. J., E. Santana y S. H. Graf (2006), "Investigación científica y manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán", en Oyama, K. y A. Castillo (coords.), *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México*, Siglo XXI-UNAM, México, pp. 127-153.
- Laurance, W. F., D. C. Useche, J. Rendeiro, M. Kalka et al. (2012), "Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas", *Nature*, vol. 489, pp. 290-294.
- Manandhar, R., I. O. A. Odeh y R. G. Pontius Jr. (2010), "Analysis of twenty years of categorical land transitions in the lower Hunter of New South Wales, Australia", *Agric. Ecosyst. Environ.*, núm. 135, pp. 336-346.
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz Gallegos, R. Mayurga Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández y A. Pérez Vega (2004), "Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico", *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 5, pp. 249-261.
- Meyer, W. B. y B. L. II Turner (1996), "Land use/land cover change: challenges for geographers", *Geo Journals*, vol. 39, núm. 3, pp. 237-240.
- Morán Zenteno, D. J. (2003), "El debate sobre el origen del Eje Neovolcánico Mexicano", Agencia de Noticias No. 57, Academia Mexicana de Ciencias, México.
- Pérez Vega, A., J.-F. Mas, A. Velázquez Montes and L. Vázquez Selem (2008), "Modeling vegetation diversity types in México based upon topographic features", *Interciencia*, vol. 33, pp. 88-95.
- Pontius, R. G., D. Huffaker and K. Denman (2008), "Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models", *Ecol Model*, ns. 179, pp. 445-461.
- Pontius, R. G. Jr., Y. Gao, N. M. Giner, T. Kohayama, M. Osaki and K. Hirose (2013), "Design and Interpretation of Intensity Analysis Illustrated by Land Change in Central Kalimantan", *Indonesia, Land 2(3)*, pp. 351-369.
- Ramírez, M. J. y R. Zubieta (2005), Análisis Regional y Comparación metodológica del Cambio en la Cubierta Forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Reporte Técnico preparado para el Fondo para la Conservación de la Mariposa Monarca, México.
- Turner, B. L. II and W. B. Meyer (1991), "Global Land-Use and Land-Cover Change: An Overview 3-10", *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*, University Press, Cambridge.

