



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA**

**EFFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN EL
HÁBITAT DE LAS TORTUGAS MICROENDÉMICAS
DEL GÉNERO *KINOSTERNON* EN MÉXICO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN BIOLOGÍA**

PRESENTA:

DANNA PAOLA ORTIZ MANZO

DIRECTOR

DR. CHRISTIAN SAID BERRIOZABAL ISLAS

CODIRECTOR

DR. AURELIO RAMÍREZ BAUTISTA

MINERAL DE LA REFORMA, HIDALGO

FEBRERO 2026



Mineral de la Reforma, Hgo., a 08 de diciembre de 2025

Número de control: ICBI-D/3095/2025
Asunto: Autorización de impresión.

MTRA. OJUKY DEL ROCÍO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH

Con Título Quinto, Capítulo II, Capítulo V, Artículo 51 Fracción IX del Estatuto General de nuestra Institución, por este medio, le comunico que el Jurado asignado a la egresada de la Licenciatura en Biología **Danna Paola Ortiz Manzo**, quien presenta el trabajo de titulación “**Efecto del cambio de uso de suelo en el hábitat de las tortugas microendémicas del género *Kinosternon* en México**”, ha decidido, después de revisar fundamento en lo dispuesto en el Título Tercero, Capítulo I, Artículo 18 Fracción IV; dicho trabajo en la reunión de sinodales, **autorizar la impresión del mismo**, una vez realizadas las correcciones acordadas.

A continuación, firman de conformidad los integrantes del Jurado:

Presidente: Dr. Arturo Sánchez González

Secretario: Dr. Aurelio Ramírez Bautista

Vocal: Dr. Christian Berriozabal Islas

Suplente: Dr. César Adrián Díaz Marín

Sin otro particular por el momento, reciba un cordial saludo.

Atentamente
“Amor, Orden y Progreso”

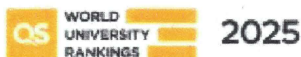
Mtro. Gabriel Vergara Rodríguez
Director del ICBI



GVR/YCC

Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México. C.P. 42184
Teléfono: 771 71 720 00 Ext. 40001
direccion_icbi@uaeh.edu.mx, vergarar@uaeh.edu.mx

“Amor, Orden y Progreso”



uaeh.edu.mx

Todo tiene su tiempo, y todo lo que se quiere debajo del cielo tiene su hora.

*Tiempo de nacer, y tiempo de morir;
tiempo de plantar, y tiempo de arrancar lo plantado;
tiempo de matar, y tiempo de curar;
tiempo de destruir, y tiempo de edificar;
tiempo de llorar, y tiempo de reír;
tiempo de endechar, y tiempo de bailar;
tiempo de esparcir piedras, y tiempo de juntar piedras;
tiempo de abrazar, y tiempo de abstenerse de abrazar;
tiempo de buscar, y tiempo de perder;
tiempo de guardar, y tiempo de desechar;
tiempo de romper, y tiempo de coser;
tiempo de callar, y tiempo de hablar;
tiempo de amar, y tiempo de aborrecer;
tiempo de guerra, y tiempo de paz.*

Eclesiastés 3: 1-8

Dedicatoria

A la memoria de mi abuelita y de mi tío. Aunque el tiempo siga avanzando, su ausencia nunca se vuelve costumbre. Viven en nuestros recuerdos, en las historias que seguimos contando, en el amor que dejaron sembrado y que no conoce despedidas. Gracias por todo lo que nos dieron, por su cariño y por su ejemplo. Siempre estarán con nosotros, acompañándonos en silencio y eternamente en el corazón.

A mis padres, por su apoyo y paciencia. Por estar presentes en cada etapa de mi formación. Por sostenerme y guiarme en cada paso. Este logro es resultado de su amor, esfuerzo y sacrificio.

A mi hermano, por enseñarme a ver la vida con otros ojos y llenar la mía de carcajadas.

A mi familia, por su amor y cuidado. Por estar presentes en cada uno de mis logros. Por ser mi hogar, aun en la distancia.

A mi compañero de vida, por su apoyo, comprensión y paciencia. Por la fe que depositó en mí desde el inicio. Su acompañamiento a lo largo de este proyecto ha sido una fuente inagotable de fortaleza y motivación. Este logro también le pertenece.

A mi Fifi, por su cariño, lealtad y ternura. Su compañía quedó plasmada en cada página de este trabajo, convertida en motivación y perseverancia.

Agradecimientos

Agradezco profundamente a mi director de tesis, el Dr. Christian Said Berriozabal Islas, por su acompañamiento, orientación y paciencia a lo largo de este proyecto. Su confianza, disposición y enseñanza fueron fundamentales para el desarrollo y la culminación de este trabajo. Así como a mi codirector, el Dr. Aurelio Ramírez Bautista, por su valiosa asesoría, compromiso y paciencia en cada etapa del proceso.

A los revisores de esta tesis, el Dr. Arturo Sánchez González y el Dr. César Adrián Díaz Marín, por el tiempo dedicado a la lectura del manuscrito, así como por sus observaciones y sugerencias que contribuyeron significativamente a mejorar la calidad y claridad de este trabajo.

Asimismo, extiendo mi sincero agradecimiento al Mtro. Israel Moreno Lara, por su importante contribución al desarrollo del método de esta tesis, y por el tiempo invertido en instruirme en el uso de sistemas de información geográfica. Su apertura y disposición para compartir sus conocimientos enriquecieron tanto esta investigación como mi formación académica.

Contenido

Resumen	1
Introducción	2
Antecedentes	6
Especies de estudio.....	10
<i>Kinosternon abaxillare</i>	10
<i>Kinosternon chimalhuaca</i>	11
<i>Kinosternon durangoense</i>	13
<i>Kinosternon hirtipes magdalense</i>	14
<i>Kinosternon oaxacae</i>	15
<i>Kinosternon vogti</i>	17
Justificación	19
Objetivos	20
Hipótesis	21
Materiales y métodos	22
Obtención de datos	22
Identificación y categorización del hábitat.....	22
Elaboración de los mapas por década.....	23
Estimación del porcentaje de cambio	24
Resultados	25
Discusión	37
Conclusiones	41
Literatura citada	43

Resumen

El crecimiento de las ciudades ha reemplazado a los ecosistemas naturales por áreas urbanizadas. Estas modificaciones afectan a diferentes especies que requieren de condiciones particulares y espacios naturales para sobrevivir. Entre las especies más amenazadas, se encuentran las tortugas casquito de río del género *Kinosternon*, las cuales son particularmente importantes en los ecosistemas debido a que contribuyen en el control biológico, el reciclaje de nutrientes y la dispersión de semillas. Por lo anterior, resulta importante conocer el estado actual de sus hábitats, especialmente de aquellas especies consideradas microendémicas, y que se encuentran en alguna categoría de riesgo de acuerdo con normas nacionales e internacionales. En este estudio, se recopilaron registros de avistamiento en campo y bases de datos de seis especies de tortugas del género *Kinosternon* con distribución restringida en México: *K. abaxillare*, *K. chimalhuaca*, *K. durangoense*, *K. h. magdalense*, *K. oaxacae* y *K. vogti*. Asimismo, se identificó y caracterizó el hábitat, así como la distribución de cada una de éstas, con la finalidad de estimar el porcentaje de cambio de uso de suelo del hábitat en tres periodos: histórico (1999), intermedio (2010), y actual (2021). Los resultados mostraron que todas las especies presentan una disminución significativa de su hábitat. Por su parte, *K. oaxacae* tiene el porcentaje más alto de pérdida del hábitat (8.69%); por otro lado, *K. vogti* tiene el porcentaje más bajo de disminución del hábitat (31.49%). Tales resultados apoyan la hipótesis de la evidente disminución de la cobertura del hábitat y que posiblemente algunas especies se encuentran en peligro crítico de desaparecer. Por lo que, es necesario realizar estudios poblacionales adicionales de las especies con mayor pérdida de hábitat y formular estrategias urgentes para su conservación.

Introducción

Durante siglos, las ciudades fueron estructuras compactas, caracterizadas por una alta densidad poblacional y una expansión paulatina, esta tendencia de crecimiento se ha revertido en las últimas décadas. En la actualidad, las áreas urbanas se extienden a una velocidad que duplica la del crecimiento de sus poblaciones (Seto *et al.*, 2012). La concentración progresiva de la población humana en zonas urbanas tiene como consecuencia el crecimiento de las ciudades, impulsado principalmente por el crecimiento demográfico y la migración rural-urbana (De Terán, 1969). A su vez, promueve el surgimiento de nuevos establecimientos urbanos a través de la modificación de las características de los asentamientos rurales, con el fin de instaurar la infraestructura necesaria para satisfacer las nuevas formas de vida urbanas (Unikel-Spector, 1968; Escobar-Ibáñez y MacGregor-Fors, 2016). De esta manera, la urbanización se entiende como un conjunto de cambios demográficos, económicos, y geográficos trascendentales, que engloban el crecimiento poblacional humano, la transformación de asentamientos rurales a urbanos, y la expansión económica (Martine *et al.*, 2008).

Las proyecciones de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) indican que el futuro de la población mundial está encaminado a la urbanización. En 2018, el 55% de la población mundial habitaba en áreas urbanas y se estima que para 2050, esta cifra aumentará un 13% (ONU, 2019a). Particularmente, la población en México alcanzó 131 millones en 2018, 80% de los cuales residían en asentamientos urbanos. Asimismo, se estima un incremento significativo del 8% en el país para el año 2050 (ONU, 2019b). Si las tendencias actuales en la densidad poblacional se mantienen, se estima que para el 2030, la cobertura urbana global aumentará en aproximadamente 1.2 millones de km², casi triplicando la cobertura urbana registrada en el año 2000 (Seto *et al.*, 2012).

Entre las principales causas que impulsan a la población a desarraigarse del campo y trasladarse a la ciudad, se encuentran la concentración de la actividad económica en zonas urbanas, lo que se traduce en mejores oportunidades laborales con mayor remuneración; la disponibilidad de servicios públicos y privados de calidad; y la centralización del flujo de comercio, comunicación y transporte (ONU, 2019a; Busso *et al.*, 2021; Cancillería, 2023). No obstante, aunque esto representa una mejora en la condición económica del ser humano, la distribución desequilibrada de la población mundial y la creciente demanda de áreas cada vez más urbanizadas, así como de espacios destinados a la crianza de ganado y la producción agrícola, traen consigo impactos importantes sobre la biodiversidad (Seto *et al.*, 2012).

Durante el proceso de urbanización, se modifica el patrón característico de cualquier paisaje, el cual pasa a estar dominado por infraestructura de los avances económicos del sector humano. Esto conlleva a la degradación y fragmentación del hábitat, es decir, la disrupción gradual de la continuidad de la cobertura vegetal de un paisaje en fragmentos aislados. Ésta a su vez, es responsable de dos efectos que amenazan la vida de las especies: el efecto-barrera y el efecto de borde (Echeverría *et al.*, 2006). El primero se define como aquellos fragmentos que, en ocasiones, quedan delimitados por barreras, como carreteras o canales, lo que dificulta o impide el desplazamiento de los organismos de un hábitat a otro y, con ello, se disminuye o impide su capacidad de dispersión y colonización, lo cual aísla a los organismos y restringe su probabilidad para encontrar una pareja, y consecuentemente, reduce su potencial reproductivo (Ramírez-Bautista *et al.*, 2023). Por otro lado, el efecto de borde se presenta cuando ocurren modificaciones en las condiciones bióticas y abióticas de los fragmentos, lo que altera la estructura de la vegetación y, en consecuencia, la distribución y abundancia de las especies (French *et al.*, 2018). En los bordes, la vegetación experimenta estrés hídrico debido al aumento de la temperatura del suelo y turbulencia causada por la exposición al viento, estas condiciones abióticas aumentan su

vulnerabilidad a los daños y la mortalidad (Sun *et al.*, 2025). La fragmentación del hábitat también favorece las condiciones bióticas para la introducción de especies generalistas, las cuales suelen depredar huevos, reduciendo el éxito reproductivo de las especies dentro del fragmento (Arroyave *et al.*, 2006).

Aunado a esto, existe una escasez de alimento cada vez más notoria debido a la sobreexplotación de recursos naturales y a la generación de residuos sólidos, líquidos, y gaseosos contaminantes; además, aumentan las perturbaciones y con ello, la contaminación química, lumínica, y sonora se hace más frecuente (Castro-Díez *et al.*, 2004; SEMARNAT, 2008; Escobar-Ibáñez y MacGregor-Fors, 2016). Lo anterior, contribuye de forma importante a la pérdida de la biodiversidad; sin embargo, diversos autores la atribuyen principalmente a la deforestación (Galicia-Sarmiento *et al.*, 2007). Se entiende por deforestación al despojo de la cobertura forestal para su aprovechamiento agrícola, ganadero, urbano, industrial, entre otros (DLE, 2022; Biodiversidad Mexicana, 2022). Debido a su alcance, es una de las prioridades de la investigación científica dirigida a la conservación de la biodiversidad.

La importancia de los ecosistemas forestales radica en que son sistemas naturales de captación y almacenamiento de carbono, que regulan la temperatura global combatiendo el cambio climático ocasionado por la urbanización (SEMARNAT, 2018). Asimismo, albergan una gran diversidad de especies vegetales y animales, impiden la erosión del suelo, y constituyen una fuente importante de materias primas y servicios ecosistémicos (Galicia-Sarmiento *et al.*, 2007; PROFEPA, 2020). Actualmente, los bosques abarcan aproximadamente 4,060 millones de hectáreas, lo que representa casi un tercio de la superficie total del planeta (FAO, 2021); sin embargo, debido a la deforestación impulsada por el aprovechamiento industrial de recursos maderables, la obtención de combustible, y la expansión de las tierras de cultivo y pastoreo (la cual está en función de la tasa de crecimiento demográfico y/o urbanización (FAO, 2015), se han

perdido 420 millones de hectáreas de bosque desde 1990 (FAO, 2021). Particularmente, México cuenta con una superficie de 137.8 millones de hectáreas de cobertura forestal (PROFEPA, 2020). Sin embargo, durante el periodo 2001-2021, se perdieron 4.48 millones de hectáreas de bosque (GFW, 2021), por lo que esta pérdida de cobertura forestal y de otros tipos de vegetación, contribuye considerablemente a la pérdida y degradación del hábitat, así como de los servicios ecosistémicos (Galicia-Sarmiento *et al.*, 2007).

Del mismo modo, la urbanización influye en la desecación de los cuerpos de agua (Gobierno del Estado de Jalisco, s.f.) resultando en zonas áridas, semiáridas, y subhúmedas secas como consecuencia del cambio climático y la contaminación ambiental (Geist y Lambin, 2004). El efecto antrópico afecta a toda la biodiversidad, siendo las tortugas continentales dulceacuícolas uno de los grupos biológicos más vulnerables (Bowne *et al.*, 2018; Berriozabal-Islas *et al.*, 2020), principalmente aquellas que pertenecen al género *Kinosternon*, debido a la alta sensibilidad que presentan ante las perturbaciones antes mencionadas. Características ecológicas como la determinación del sexo en función de la temperatura, el lento desarrollo de los órganos sexuales, y la baja capacidad de dispersión, lo convierten en un grupo altamente vulnerable frente al deterioro ambiental, pues este género se caracteriza por tener bajas densidades poblacionales (Berriozabal-Islas *et al.*, 2023). Además, presentan un alto grado de endemismo en México, diez de las diecisiete especies registradas en el país son endémicas. Debido a su distribución restringida y rareza, algunos aspectos de sus historias de vida no han sido ampliamente estudiados, lo que dificulta la implementación de estrategias para su conservación y aumenta el riesgo de extinción (Mimila-Manzur *et al.*, 2023).

Antecedentes

El fenómeno de la urbanización en México ha sido un fenómeno creciente desde sus inicios a partir del siglo XX, cuando se reflejó un crecimiento poblacional urbano de 1.4 a 79 millones de habitantes, teniendo un periodo de crecimiento significativo entre los años de 1940 y 1980. A partir de 1940, las áreas urbanas aumentaron a 55, siendo la Ciudad de México la de mayor tamaño en el país, con el 7.9% de la población nacional. Para el año 1980, existían en el país un total de 223 áreas urbanas, mientras que la capital alcanzaba una población superior a los 14 millones de habitantes (Sobrino, 2011). Para el año 2010, el fenómeno de la urbanización mostraba signos de transformación hacia la complejidad debido a la dinámica de crecimiento poblacional superior a la capacidad de satisfacer las necesidades sociales emergentes (INEGI, 2011). Para entonces, la Ciudad de México superaba 20 millones de habitantes, lo que representaba el 17.9% de la población total del país (Sobrino, 2011).

Lo anterior, permite dimensionar la problemática y la complejidad social que se desprende de procesos de urbanización acelerados que se multiplican y extienden, hacia otros factores igualmente complejos. En primer lugar, porque la polarización y la concentración de la población en las áreas urbanas disminuye, e incluso anula la posibilidad de contar con un equilibrio territorial urbano y se desestabiliza el sistema de asentamientos existente. En segundo lugar, porque el desarrollo basado en las economías de escala incrementa los movimientos migratorios y crecimientos urbanos debido a las ventajas competitivas que ofrece para la población y, en tercer lugar, y sin duda de mayor relevancia, porque los procesos de urbanización han provocado el incremento de costos en función de la producción y los patrones de consumo siendo el costo más alto, el costo de impacto ambiental (Correa-Restrepo, 2002).

Una proporción relevante del territorio nacional ha sufrido una transformación sostenida en la degradación y pérdida de sus ecosistemas terrestres debido, particularmente, al cambio en el uso

de suelo que afecta la preservación de distintas especies; entre ellas, se han visto más afectadas las especies dulceacuícolas debido a la alta sensibilidad que presentan ante estas perturbaciones (Berriozabal-Islas *et al.*, 2023). De acuerdo con la carta de uso del suelo y vegetación del país, el 71.7% equivalente a 140 millones de hectáreas estaba cubierto por comunidades vegetales naturales en el año 2011 y el resto se transformó en áreas urbanas. Los estados con menor proporción de superficie con vegetación natural primaria y secundaria fueron Tlaxcala (19%), Veracruz (29%), Distrito Federal (29%), Tabasco (30%), Estado de México (35%) y Morelos (37%), en los que la cobertura vegetal cubría menos del 40% de su superficie total. Así, la mayor afectación se dio en ecosistemas tropicales (selvas) y bosques templados. En el periodo comprendido entre la década de los setenta y el año 1993, se perdieron alrededor de 7.9 millones de hectáreas de vegetación natural (SEMARNAT, 2016).

Por otro lado, la urbanización influye indirectamente en la desecación de los cuerpos de agua (Galicia-Sarmiento *et al.*, 2007). La creciente demanda de agua por los distintos usos consuntivos es uno de los principales factores que amenaza la sustentabilidad de la explotación de los acuíferos. En México, la agricultura es el sector que más agua consume en el país (CONAGUA, 2014; WWAP, 2015), pues hasta 2014 fue la mayor beneficiada en la concesión de volúmenes de agua de uso consuntivo con el 76.7%, equivalente a 65,155 hectómetros destinados para actividades pecuarias y acuícolas. Esto cobra relevancia, pues el 64.5 % del agua para uso agrupado agrícola proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el 35.5% procede de fuentes subterráneas (acuíferos) (CONAGUA, 2014). Tanto la pérdida de cobertura vegetal, como la transformación de los cuerpos de agua disponibles en México, son impactos ambientales que afectan potencialmente la preservación y conservación de especies dulceacuícolas a lo largo del territorio nacional siendo las más afectadas.

En términos globales, al referirnos particularmente a las tortugas, se han descrito 323 especies terrestres, acuáticas, y marinas en el mundo; de las cuales, el 51.2% se encuentran amenazadas debido a la sobreexplotación de especies, el comercio ilegal, la urbanización, la contaminación y la degradación del hábitat; superando a otros grupos de vertebrados, tales como anfibios (42%), peces de agua dulce (25%), mamíferos (25%) y aves (13%) (Böhm *et al.*, 2013).

Particularmente, en México se encuentran representadas siete familias, 13 géneros, 45 especies, y 31 subespecies de tortugas continentales. En total, se distinguen 61 taxones, de los cuales, 39 se incluyen en la NOM-059-SEMARNAT-2010, 37 en la lista roja de la UICN, 16 en algún apéndice de CITES y solamente 4 en la lista de especies prioritarias de CONABIO (Macip-Ríos *et al.*, 2015).

La familia Kinosternidae está representada por cuatro géneros (*Kinosternon*, *Sternotherus*, *Staurotypus* y *Claudius*) y 25 especies (taxones) (Legler y Vogt, 2013). Comprende un grupo de tortugas de talla pequeña a mediana, caracterizadas por un plastrón móvil, el cual posee entre diez y 11 escudos de una o dos bisagras. El caparazón tiene un hueso nucal, diez huesos periféricos y 23 escudos marginales. Además, cuentan con glándulas almizcleras asociadas a la cloaca, cuya función es la secreción de una sustancia de olor desagradable como mecanismo de defensa contra depredadores (Iverson, 1991; Legler y Vogt, 2013). Las tortugas del género *Kinosternon* habitan en cuerpos de agua dulce y se distribuyen únicamente en el continente americano, desde el sur de Canadá hasta el norte de Argentina. La gran mayoría presentan una dieta omnívora y ponen entre una y cuatro nidadas anuales, con un tamaño promedio de cuatro huevos por nidada (Macip-Ríos, 2010).

Actualmente, este género cuenta con 22 especies y 8 subespecies. En México, se distribuyen 17 de éstas, lo que lo convierte en el país con la mayor diversidad de kinostérnidos en América (Macip-Ríos, 2005). No obstante, ocho especies están sujetas a protección especial por la NOM-

059-SEMARNAT-2010, y dos de ellas se encuentran en peligro de extinción (DOF, 2010). Lo anterior a causa del consumo desmedido de sus poblaciones, el comercio ilegal para su venta como mascotas, el cambio climático, la contaminación de los cuerpos de agua por parte de las industrias, pero, sobre todo, a la pérdida y fragmentación del hábitat como consecuencia de la urbanización (Berriozabal-Islas *et al.*, 2023). Berriozabal-Islas *et al.* (2023) mencionan que algunas especies de *Kinosternon* cuentan con distribuciones restringidas (microendémicas) como la subespecie *Kinosternon hirtipes megacephalum*, de algunos humedales en la Viesca, Coahuila. Sin embargo, en la década de los 70's se declaró extinta como consecuencia de la desecación de su hábitat (Reyes-Velasco *et al.*, 2013). En otro estudio realizado por López-Luna *et al.* (2018), describieron una nueva especie de tortuga del género *Kinosternon* en la periferia de la ciudad de Puerto Vallarta, Jalisco. Los autores reportaron que el taxón es altamente vulnerable debido a que Puerto Vallarta es la ciudad con el más alto índice de crecimiento urbano en la costa del pacífico mexicano.

Más tarde, Mimila-Manzur *et al.* (2023) estudiaron la historia natural y la ecología de la reproducción de una pequeña población de *Kinosternon herrerae* en Acatlán, Hidalgo. Se encontró que los individuos de esta población habitan en estanques degradados, contaminados posiblemente con metales pesados y pesticidas. Aunado a esto, al ser una especie endémica, podría estar sujeta al comercio ilegal de vida silvestre.

A su vez, en otros países se ha registrado el efecto de actividades derivadas de la urbanización sobre el hábitat y el mantenimiento de las poblaciones de estas tortugas. Por ejemplo, en la región del Piamonte occidental de Carolina del Norte, Harden *et al.* (2009) analizaron la actividad terrestre y la selección de hábitat de la tortuga *Kinosternon subrubrum* cerca de zonas residenciales con frecuentes transformaciones del paisaje y fragmentación de los hábitats por actividades como la construcción de campos de golf. Los resultados de este estudio evidenciaron

que las tortugas evitaron áreas caracterizadas por una cobertura de dosel reducida y por altos niveles de pavimentación y poda.

Especies de estudio

Kinosternon abaxillare

Comúnmente llamada casquito pardo, *Kinosternon abaxillare* es una tortuga de talla mediana (Figura 1), cuya longitud del caparazón (CL) va desde los 156 mm en machos y un máximo de 162 mm en hembras (Reyes-Grajales *et al.*, 2025). El caparazón tiene una forma generalmente ovalada, más evidente en hembras y ejemplares jóvenes. Es moderado a fuertemente tricarinado (con tres quillas), con cinco escudos vertebrales, cuatro pares de escudos costales, un escudo nual y veintidós escudos marginales unidos por suturas oscuras. Su coloración varía desde el marrón claro hasta el olivo o negro. La piel es de color marrón o gris con pequeños puntos oscuros y la cabeza presenta un patrón moteado amarillo, anaranjado, beige o gris claro, así como tres pares de barbillas características en el mentón que disminuyen de tamaño hacia la parte posterior del cuerpo (Reyes-Grajales *et al.*, 2020).

Los tipos de vegetación donde habita esta especie incluyen los bosques tropicales caducifolio y subcaducifolio, matorral seco, pastizal y bosque de pino-encino. Las poblaciones silvestres suelen encontrarse en zonas donde las temperaturas oscilan entre los 10 y los 40 °C (Reyes-Grajales *et al.*, 2025). Actualmente, se encuentra en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN en la categoría “VU” (vulnerable), lo que indica que enfrenta un alto riesgo de extinción en su hábitat natural (Reyes-Grajales y Guichard-Romero, 2021). Asimismo, desde el año 2022 se ha propuesto su inclusión en el apéndice II de la CITES, con la finalidad de regular su comercio internacional (CITES, 2022).



Figura 1. *Kinosternon abaxillare*. Fotografía de Eduardo Reyes Grajales.

Kinosternon chimalhuaca

También llamada casquito de Jalisco o tortuga jalisciense de pecho quebrado, es una tortuga de talla mediana (Figura 2). La longitud de su caparazón se ha registrado de hasta 160 mm en machos y 130 mm en hembras (López-Luna *et al.*, 2020). El caparazón es relativamente aplanado y ancho con tres quillas longitudinales poco marcadas y escudos imbricados. Su coloración varía desde el marrón oscuro, hasta el olivo o beige, a menudo con manchas y suturas oscuras (Iverson y Berry, 1998). En adultos, la piel es de color marrón, gris o verde oscuro con manchas amarillas, anaranjadas o café claro, las cuales se fusionan y forman un patrón reticulado. Asimismo, presenta de uno a cuatro pares de barbillas puntiagudas en el mentón y, en las superficies lateral y dorsal del cuello, de cuatro a ocho hileras de papilas (Berry *et al.*, 1997).

Los tipos de vegetación donde habita esta especie incluyen el bosque tropical caducifolio, estanques claros o fangosos, remansos de ríos y arroyos ubicados a lo largo de la costa del Estado de Jalisco y del litoral noroccidental del Estado de Colima (López-Luna *et al.*, 2020). Actualmente, se encuentra en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN en la categoría “LC” (preocupación menor, por sus siglas en inglés) (Butterfield y Matías-Palafox, 2025). Sin embargo, al ser una especie endémica, el análisis del estado actual tanto de sus poblaciones como de su hábitat resulta fundamental para prevenir el declive progresivo de la especie, inducido por el efecto antropogénico en la franja costera del Pacífico mexicano.



Figura 2. *Kinosternon chimalhuaca*. Fotografía de Christian Said Berriozabal Islas.

Kinosternon durangoense

Conocida como casquito de los presones, *Kinosternon durangoense* es una tortuga de talla mediana (Figura 3). La longitud de su caparazón alcanza los 165 mm en machos y 145 mm en hembras. En adultos, el caparazón es ovalado y aplanado, con escudos imbricados. En juveniles, es redondo con una quilla sutil que se desvanece con la edad. Su coloración varía desde el marrón hasta el olivo, con suturas oscuras. Mientras que el plastrón varía entre el amarillo y el café, éste es reducido y se distingue por presentar un lóbulo anterior corto. La piel es de color gris oscuro y el mentón amarillo, con un par grande de barbillas en la mandíbula inferior y otro par reducido en la garganta (Iverson, 1979).

Históricamente, sólo se tenía registro de esta especie en seis localidades distribuidas entre los estados de Chihuahua, Coahuila y Durango, con un rango de distribución de aproximadamente 105 km. Sin embargo, nuevos registros amplían su distribución en Durango hacia el oeste, suroeste y sur. Actualmente, se ha registrado en múltiples cuerpos de agua en los municipios de Cuencamé y Mapimí, con mayor frecuencia en las presas El Mascarillo y La India (Iverson *et al.*, 2018), donde predomina el matorral xerófilo (micrófilo y rosetófilo) (CONANP, s.f.). Debido a su distribución restringida y rareza, la información disponible sobre la ecología de *K. durangoense* es limitada; por lo que, actualmente se encuentra en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN en la categoría “DD” (datos insuficientes) (Berriozabal-Islas *et al.*, 2023). Asimismo, desde el año 2022 se ha propuesto su inclusión en el apéndice II de la CITES junto con otras especies del mismo género, con la finalidad de regular su comercio internacional (CITES, 2022).



Figura 3. *Kinosternon durangoense*. Fotografía de Jesús Alberto Loc Barragán.

Kinosternon hirtipes magdalense

Comúnmente llamada tortuga pecho quebrado de San Juanico, es de talla pequeña (Figura 4). La longitud de su caparazón alcanza los 94 mm en machos y 91 mm en hembras. El caparazón es ovalado y ligeramente aplanado, con escudos imbricados y márgenes ensanchados lateralmente. Su coloración varía desde el marrón hasta el olivo, con suturas oscuras (Iverson, 1981). La piel es de color gris claro y la cabeza presenta un patrón moteado, así como dos pares de barbillas en el mentón (Iverson, 1985). Esta especie ha sido registrada únicamente en la presa San Juanico, en el municipio de Cotija de La Paz, ubicado al noroeste del Estado de Michoacán (Reyes-Velasco *et al.*, 2013). Actualmente, *Kinosternon hirtipes* se encuentra sujeta a protección especial (Pr) en la lista de especies en riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010). Asimismo, las

subespecies de *Kinosternon hirtipes* aparecen en una lista provisional de especies amenazadas de la DGHT en la categoría “CE” (en peligro crítico, por sus siglas en inglés) (DGHT, s.f.).



Figura 4. *Kinosternon hirtipes magdalense*. Fotografía de Christian Said Berriozabal Islas.

Kinosternon oaxacae

También llamada tortuga pecho quebrado oaxaqueña, es de talla grande (Figura 5). La longitud de su caparazón alcanza los 175 mm en machos y un máximo de 140 mm en hembras (Iverson, 1983). El caparazón es aplanado y fuertemente tricarinado longitudinalmente, con escudos imbricados que presentan variación en tamaño. Su coloración varía desde el marrón hasta el negro, con manchas y suturas oscuras. El plastrón es relativamente pequeño con lóbulos anteriores y posteriores completamente móviles. La piel es de color marrón o gris con pequeños puntos oscuros y la cabeza

presenta un patrón moteado beige, así como de tres a cuatro pares de barbillas en el mentón que aumentan de tamaño hacia la parte posterior del cuerpo (Berry y Iverson, 1980). El área de distribución de esta especie se concentra al sur del Estado de Oaxaca, específicamente en los ríos San Francisco y Colotepec en los municipios de Santa María Tonameca y Santa María Colotepec, respectivamente. Sin embargo, nuevos registros amplían su distribución hacia el oeste hasta la cuenca del Río Grande en el municipio de Santa Catarina Zapoquila en la frontera con el de Estado de Guerrero (Iverson, 1986). Actualmente, se encuentra sujeta a protección especial (Pr) en la lista de especies en riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010). Asimismo, desde el año 2022 se ha propuesto su inclusión en el apéndice II de la CITES, con la finalidad de regular su comercio internacional (CITES, 2022).



Figura 5. *Kinosternon oaxacae*. Fotografía de Christian Said Berriozabal Islas.

Kinosternon vogti

Conocida como chacuanita de Puerto Vallarta, *Kinosternon vogti* es una tortuga de talla pequeña (Figura 6). Hasta la fecha, la longitud máxima conocida del caparazón es de 85 mm en machos y 101.5 mm en hembras (López-Luna, 2018). El caparazón es ovalado en machos y redondo en hembras, así como aplanado y débilmente unicarinado. Su coloración presenta diversas tonalidades de café (López-González *et al.*, 2025). La piel es de color marrón, gris o verde oscuro y la cabeza presenta un característico escudo rostral amarillo en machos y ligeramente anaranjado en hembras, que ocupa toda el área entre los ojos y las fosas nasales (López-Luna, 2018). El mentón reticulado muestra un par grande de barbillas en la mandíbula inferior y otro par reducido en la garganta. Los tipos de vegetación donde habita esta especie incluyen humedales de tierras bajas, selva baja caducifolia y matorral espinoso. *K. vogti* ha sido registrada únicamente en la cuenca baja del Río Ameca, en el municipio de Bahía de Banderas, ubicado al suroeste del Estado de Nayarit (López-González *et al.*, 2025). No obstante, estudios recientes sugieren una reducción de su rango de distribución abarcando entre 38 y 100 km² aproximadamente (Rosales-Martínez *et al.*, 2021). Actualmente, se encuentra en peligro de extinción (P) en la lista de especies en riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010). Mientras que, en el ámbito internacional, figura en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN en la categoría “CR” (en peligro crítico) (Cupul-Magaña *et al.*, 2022). Asimismo, en el año 2022 se incluyó en el apéndice II de la CITES, con la finalidad de regular su comercio internacional (CITES, 2022).



Figura 6. *Kinosternon vogti*. Fotografía de Marco Antonio López Luna.

Justificación

Por lo anterior, es evidente que estamos atravesando una crisis de pérdida de biodiversidad, debido a presiones antropogénicas derivadas de la urbanización acelerada. Por ende, la diversidad de tortugas está en grave riesgo debido a la pérdida de cobertura vegetal y la desecación de cuerpos de agua. Como se mencionó, las tortugas del género *Kinosternon* contribuyen de manera importante en el funcionamiento y la salud del ecosistema en el que habitan, debido a que desempeñan papeles funcionales, como depredadores en el control biológico, el reciclaje de nutrientes, la dispersión de semillas y la contribución a la biomasa (Lovich, 2018). Por lo que, resulta importante conocer el estado actual del hábitat de las tortugas del género *Kinosternon* en México, especialmente de las especies microendémicas, con el fin de conocer el estado de su hábitat y brindar información suficiente para proponer estrategias dirigidas a la conservación tanto de las especies como de los hábitats.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar el efecto de la urbanización sobre el hábitat de seis especies de tortugas microendémicas del género *Kinosternon* en México.

Objetivos específicos

1. Identificar el área de distribución de seis especies de tortugas del género *Kinosternon* consideradas microendémicas en un entorno de cambio de uso de suelo con base en la literatura, bases de datos disponibles, y trabajo de campo.
2. Identificar la variación del uso de suelo y vegetación en el área de distribución de cada especie durante el periodo 1999-2021 con base en las Cartas de Uso del Suelo y Vegetación (series II, IV y VII) desarrolladas por el INEGI.
3. Determinar si existe pérdida o ganancia del hábitat entre diferentes periodos de tiempo para cada especie analizada, utilizando sistemas de información geográfica.
4. Calcular el porcentaje de cambio del hábitat para cada especie evaluada.

Hipótesis

En México, la pérdida de cobertura vegetal y la reducción de cuerpos de agua causadas por la urbanización han deteriorado significativamente el hábitat de las especies microendémicas del género *Kinosternon* en las últimas décadas, lo que amenaza directamente la integridad de sus poblaciones. Por lo tanto, en este trabajo se espera una pérdida significativa del hábitat e incluso la desecación de algunos cuerpos de agua debido al crecimiento de la mancha urbana durante las últimas décadas 1999, 2010 y 2021.

Materiales y métodos

Obtención de datos

Las coordenadas de distribución geográfica de cada especie analizada (*Kinosternon abaxillare*, *K. chimalhuaca*, *K. durangoense*, *K. h. magdalense*, *K. oaxacae* y *K. vogti*; Figura 7) se obtuvieron con base en la literatura disponible (Iverson, 1992; Berry *et al.*, 1997; Aguirre-León y Aquino-Cruz, 2004; Legler y Vogt, 2013; van Dijk *et al.*, 2014; Vázquez-Gómez *et al.*, 2015; Berriozabal-Islas *et al.*, 2020; Rosales-Martínez *et al.*, 2021), así como de la base de datos proporcionada por el sistema global de información sobre biodiversidad (GBIF, disponible en <https://www.gbif.org/es/>) y el trabajo de campo realizado por Christian Berriozabal-Islas. Éstas se expresaron en la proyección cartográfica Universal Transversal de Mercator (UTM) para su posterior integración dentro del entorno SIG (Osuna-Osuna *et al.*, 2015). Cabe mencionar que aquellos registros que no representaron una fuente de información confiable fueron descartados del estudio con el propósito de garantizar la validez y la rigurosidad de los resultados. Para ello, se aplicaron criterios de selección que permitieron identificar la autenticidad, actualidad y coherencia de los datos.

Identificación y categorización del hábitat

La identificación del hábitat se realizó a partir de la ecología y la distribución de las especies, haciendo especial énfasis en el tipo de vegetación donde ocurren. Debido a que las Cartas de Uso del Suelo y Vegetación (CUSV) presentan denominaciones diferentes para un mismo tipo de hábitat, se llevó a cabo la tipificación de la vegetación con base en la literatura disponible referente a los tipos de vegetación de México, principalmente conforme a Rzedowski (2006). Lo anterior, se realizó a partir de las guías para la interpretación de usos de suelo y vegetación publicadas por el INEGI (INEGI, 2015).

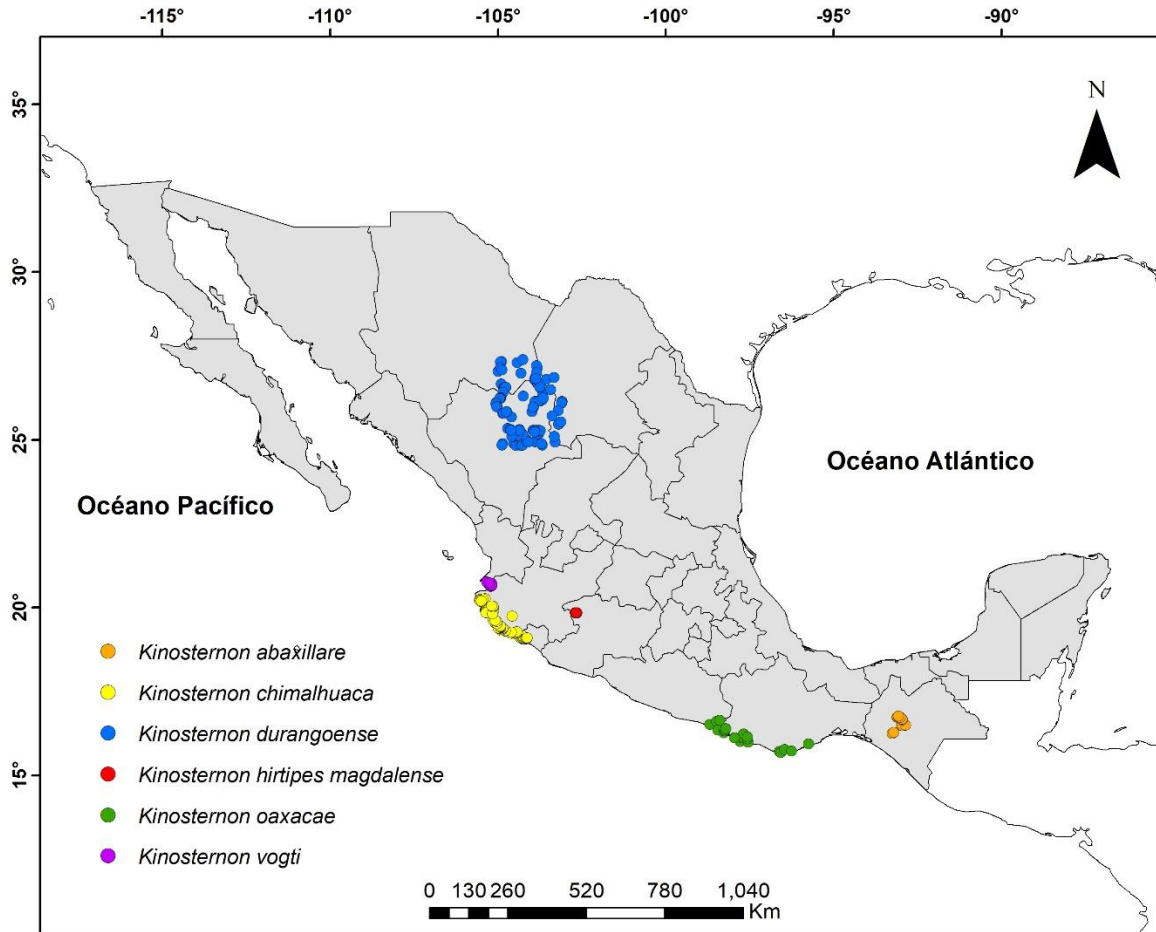


Figura 7. Mapa de la distribución geográfica de los registros de las seis especies microendémicas de *Kinosternon* evaluadas.

Elaboración de los mapas por década

En este estudio se comparó el área de distribución de cada especie en tres períodos importantes del crecimiento urbano en México, considerando así los años de 1999, 2010, y 2021 (Ariza y Ramírez, 2008). Para ello, se generó el polígono mínimo convexo (PMC) por década para cada especie a partir de tres capas de uso de suelo y vegetación desarrolladas por el INEGI (disponibles en <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>): serie II (SII) entre 1993 y 1999, serie IV (SIV) entre 2006 y 2010, serie VII (SVII) entre 2018 y 2021, escala 1: 250,000. Posteriormente, se estableció

un polígono de un kilómetro de distancia alrededor de cada PMC para crear una zona de influencia y amortiguamiento. Este procedimiento se llevó a cabo en el software ArcMap versión 10.8.

Estimación del porcentaje de cambio

Con el software QGIS versión 3.32, se calculó la superficie total en kilómetros cuadrados de cada uso de suelo y vegetación resultante de la categorización para cada especie. El porcentaje de cambio se estimó con base en la siguiente fórmula:

$$\% \text{ de cambio} = \frac{S1 - S0}{S0} \times 100$$

Donde S0 es la superficie total del área de estudio, de acuerdo con el escenario base, y S1 es la superficie total del área de estudio bajo condiciones de cambio de uso de suelo (Gutiérrez y Trejo, 2014).

Resultados

En el presente estudio, se analizaron un total de 254 registros de distribución geográfica de cinco especies y una subespecie de *Kinosternon*. La especie *K. durangoense* presentó el área de distribución más amplia, con una superficie que supera los 47 mil kilómetros cuadrados (km²), seguida por *K. oaxacae* (12,660 km²) y *K. chimalhuaca* (7,122 km²). En cambio, *K. h. magdalense* mostró el PMC más reducido abarcando apenas 4.2 km². Por otro lado, los usos de suelo y tipos de vegetación con mayor área para la mayoría de las especies analizadas incluyen la agricultura, la vegetación tropical (selvas medianas caducifolia, subcaducifolia y subperennifolia) y la vegetación secundaria. Mientras que la categoría “desprovisto de vegetación” presentó el área más reducida (Cuadro 1). Con respecto al análisis del cambio de uso de suelo en el hábitat de las especies evaluadas, se observan diferencias en la dinámica de cada una de ellas, las cuales se describen a continuación de manera puntual (Cuadros 2 y 3).

Kinosternon abaxillare

De 1999 a 2010 se encontró una reducción del hábitat de 28.94%, esto debido a una importante disminución de la vegetación tropical y secundaria; y un aumento del 64.93% de la urbanización. Sin embargo, el porcentaje de cambio entre los años 2010 y 2021, muestran un aumento de 18.45% en el hábitat de esta especie, debido al aumento de la vegetación secundaria durante esa década. En cuanto a las áreas urbanizadas, se mostró un incremento del 27.47% (Figura 8).

Kinosternon chimalhuaca

Entre los años 1999 y 2010, ocurrió una disminución de 7.22% del hábitat de esta especie, mayormente debido a una pérdida significativa del matorral y la vegetación tropical, siendo de 52.41% y 49.61%, respectivamente; mientras que la urbanización incrementó 101.28%. Por otro

lado, de 2010 a 2021, se observó un aumento del 6.12% del hábitat espacial, debido al aumento tanto de los cuerpos de agua como de la vegetación secundaria; el incremento de la urbanización fue del 51.90% (Figura 9).

Kinosternon durangoense

El hábitat espacial de esta especie disminuyó 7.10% de 1999 a 2010, debido principalmente al aumento de los parches desprovistos de vegetación durante esta década. Mientras que las zonas urbanas aumentaron 69.43%. A pesar de esto, entre los años 2010 y 2021 ocurrió un incremento del hábitat de 8.87%, esto debido al aumento de la vegetación secundaria; y el incremento de las áreas urbanas fue de 65.45% (Figura 10).

Kinosternon hirtipes magdalense

En la década de 1999 a 2010 no se encontró un aumento o disminución del hábitat de la especie, es decir, éste permaneció constante. Sin embargo, el porcentaje de cambio entre los años 2010 y 2021 mostró un decremento del hábitat de 2.68%, debido al reemplazo de la vegetación secundaria por agricultura, la cual tuvo un aumento alarmante de casi el 80%. Por otro lado, la urbanización se mantuvo nula durante ambas décadas en el hábitat espacial de esta especie (Figura 11).

Kinosternon oaxacae

Entre los años 1999 y 2010, ocurrió una disminución de 7.04% del hábitat espacial de esta especie, mayormente debido a la disminución del bosque y un aumento de los parches desprovistos de vegetación. Además, fue evidente un incremento significativo de las áreas urbanas, con un aumento del 78.49%. De igual forma, de 2010 a 2021 se observó una disminución, en esta década del 8.69% del hábitat espacial, debido a una disminución importante del matorral. Por otro lado, la

urbanización sobre el hábitat de esta especie tuvo un aumento alarmante del 116.86% durante estos años (Figura 12).

Kinosternon vogti

El hábitat espacial de esta especie disminuyó 48.56% durante la década de 1999 a 2010, debido a la disminución acelerada de la vegetación secundaria. La urbanización mostró el mayor porcentaje de incremento en comparación con el resto de las especies, siendo de 364.89% durante esta década. A pesar de esto, entre los años 2010 y 2021 ocurrió un incremento del hábitat de 32.49%, debido principalmente al aumento significativo de la vegetación secundaria, que fue de 2,379.48%. En este periodo las zonas urbanas aumentaron en 23.78% (Figura 13).

Cuadro 1. Áreas de cada uso de suelo y tipo de vegetación, del hábitat espacial y del PMC por especie del hábitat histórico (1999). Todas ellas fueron estimadas en kilómetros cuadrados (km²).

Usos de suelo	<i>Kinosternon abaxillare</i>	<i>Kinosternon chimalhuaca</i>	<i>Kinosternon durangoense</i>	<i>Kinosternon h. magdalense</i>	<i>Kinosternon oaxacae</i>	<i>Kinosternon vogti</i>
Agricultura	573.61	1,131.31	4,864.32	0.00086	1,868.75	54.748
Bosque	46.64	793.603	404.998	0	873.752	4.72
Chaparral	0	0	452.74	0	0	0
Cuerpo de agua	2.951	46.875	114.29	3.357	57.065	1.219
Desprovisto de vegetación	0	0	117.687	0	16.629	0
Ganadería	42.43	794.67	336.01	0.547	1,279.88	8.350
Matorral	0	2.024	27,021.77	0	38.928	0
Pastizal	0	0	5,483.16	0	0	3.372
Vegetación tropical	32.414	2,409.64	0	0	1,443.91	9.634
Vegetación secundaria	400.497	1,919.44	8,112.27	0.281	7,042.53	4.675
Urbanización	16.672	24.889	145.218	0	38.427	10.298
Hábitat espacial	435.863	4,375.95	35,653.34	3.639	8,543.51	15.529
PMC	1,115.23	7,122.46	47,052.50	4.188	12,659.89	97.030

Cuadro 2. Porcentajes de cambio de cada uso de suelo y tipo de vegetación por especie del hábitat intermedio (2010), con respecto al hábitat histórico (1999).

Usos de suelo	<i>Kinosternon abaxillare</i>	<i>Kinosternon chimalhuaca</i>	<i>Kinosternon durangoense</i>	<i>Kinosternon h. magdalense</i>	<i>Kinosternon oaxacae</i>	<i>Kinosternon vogti</i>
Agricultura	-5.275	-21.113	58.092	-0.269	12.992	-39.914
Bosque	-41.490	-34.405	5.451	0	-11.339	-100
Chaparral	0	0	-10.488	0	0	0
Cuerpo de agua	-0.00283	-0.955	-4.600	-0.001882	7.585	0.000195
Desprovisto de vegetación	0	0	76.2224	0	-32.332	0
Ganadería	383.635	100.809	12.930	-0.00590	33.681	-17.515
Matorral	0	-52.414	-7.722	0	10.809	0
Pastizal	0	0	-8.7504	0	0	-59.089
Vegetación tropical	-52.976	-49.616	0	0	-10.285	-30.813
Vegetación secundaria	-27.215	45.848	-5.700	0.0244	-6.497	-97.791
Urbanización	64.938	101.289	69.435	0	78.495	364.899
Hábitat espacial	-28.947	-7.221	-7.103	0.00015	-7.0436	-48.560

Cuadro 3. Porcentajes de cambio de cada uso de suelo y tipo de vegetación por especie del hábitat actual (2021), con respecto al hábitat intermedio (2010).

Usos de suelo	<i>Kinosternon abaxillare</i>	<i>Kinosternon chimalhuaca</i>	<i>Kinosternon durangoense</i>	<i>Kinosternon h. magdalense</i>	<i>Kinosternon oaxacae</i>	<i>Kinosternon vogti</i>
Agricultura	-7.7430	-4.2699	-34.4560	78,305.25	10.4025	-49.067
Bosque	-0.4555	-0.5669	-40.0203	0	-6.1027	0
Chaparral	0	0	0.5377	0	0	0
Cuerpo de agua	-0.5308	11.436	2.5531	0.67013	-4.9524	0.50311
Desprovisto de vegetación	100	0.0474	-51.855	0	42.080	0
Ganadería	-12.035	-12.249	25.6142	-100	13.425	64.496
Matorral	0	4.1174	6.6556	0	-46.252	0
Pastizal	0	0	-0.4489	0	0	-100
Vegetación tropical	-10.959	-6.996	0	0	-11.6466	0.7910
Vegetación secundaria	20.187	11.722	18.9438	-42.611	-8.1514	2,379.4
Urbanización	27.470	51.904	65.4516	0	116.86	23.780
Hábitat espacial	18.457	6.1213	8.8784	-2.6803	-8.6968	31.494

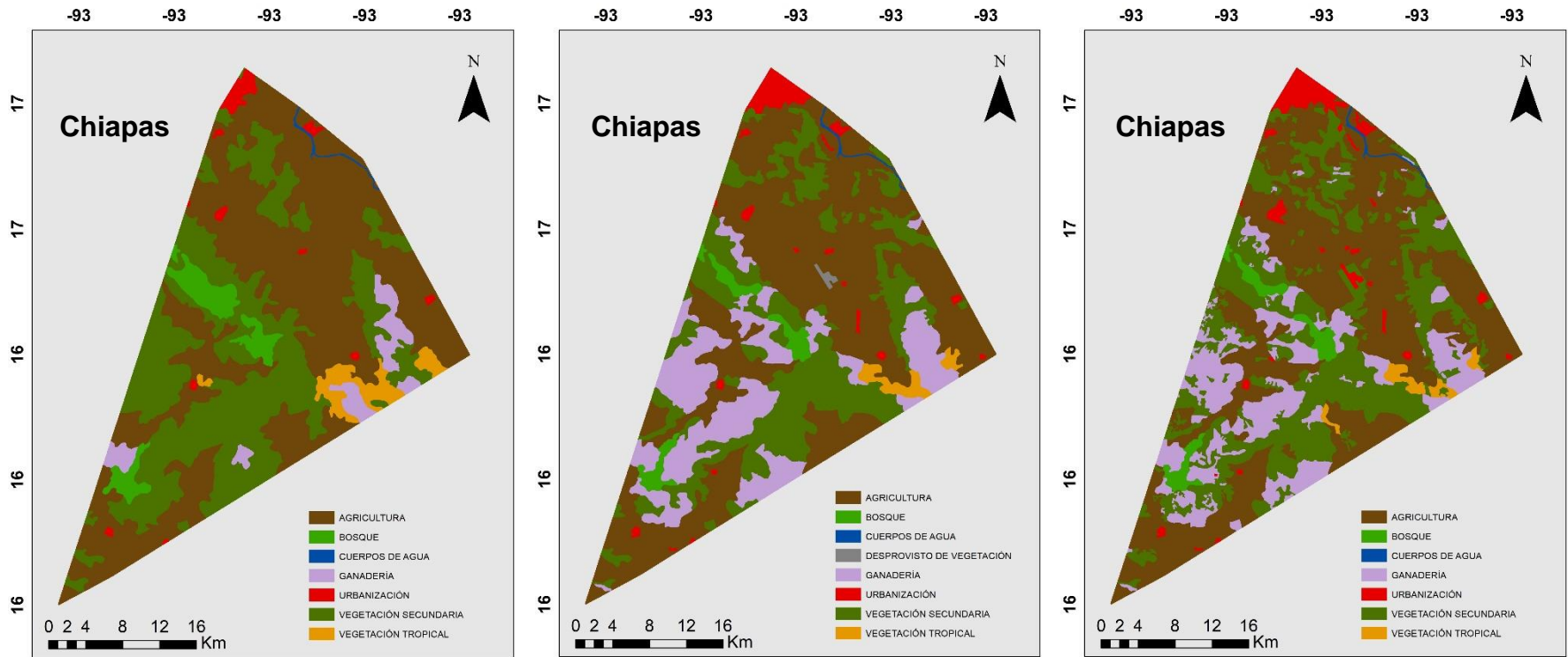


Figura 8. Polígonos de la distribución geográfica de *K. abaxillare*. Los mapas muestran los usos del suelo y vegetación en tres periodos: 1999, 2010 y 2021, respectivamente.

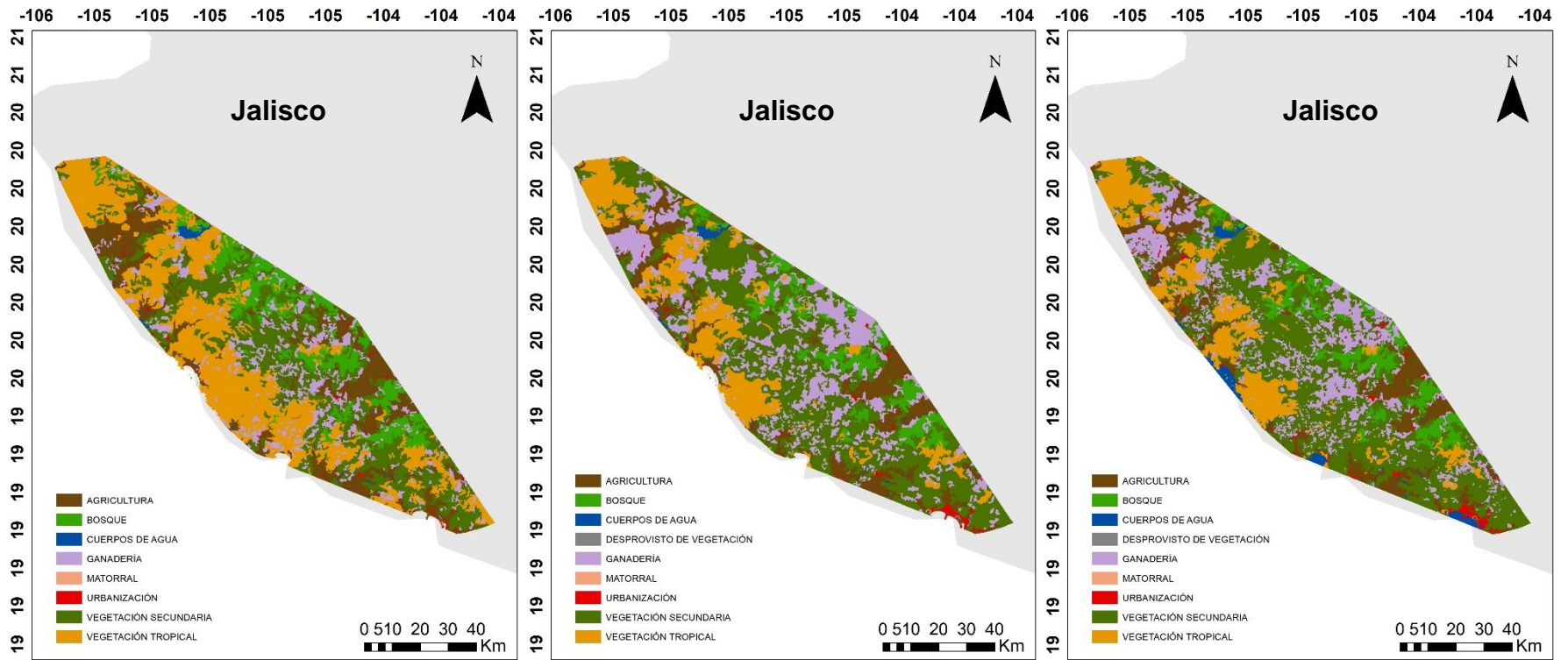


Figura 9. Polígonos de la distribución geográfica de *K. chimalhuaca*. Los mapas muestran los usos de suelo y vegetación en tres periodos: 1999, 2010 y 2021, respectivamente.

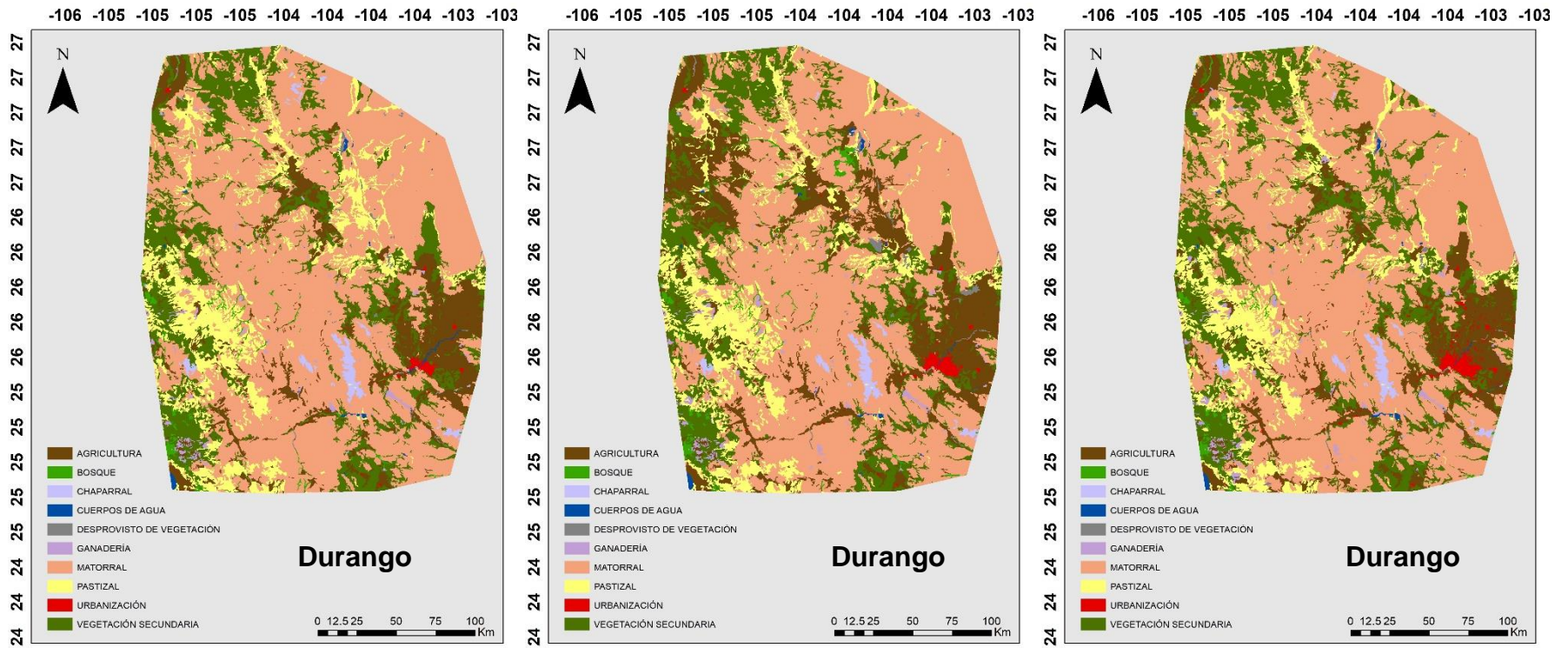


Figura 10. Polígonos de la distribución geográfica de *K. durangoense*. Los mapas muestran los usos de suelo y vegetación en tres periodos: 1999, 2010 y 2021, respectivamente.

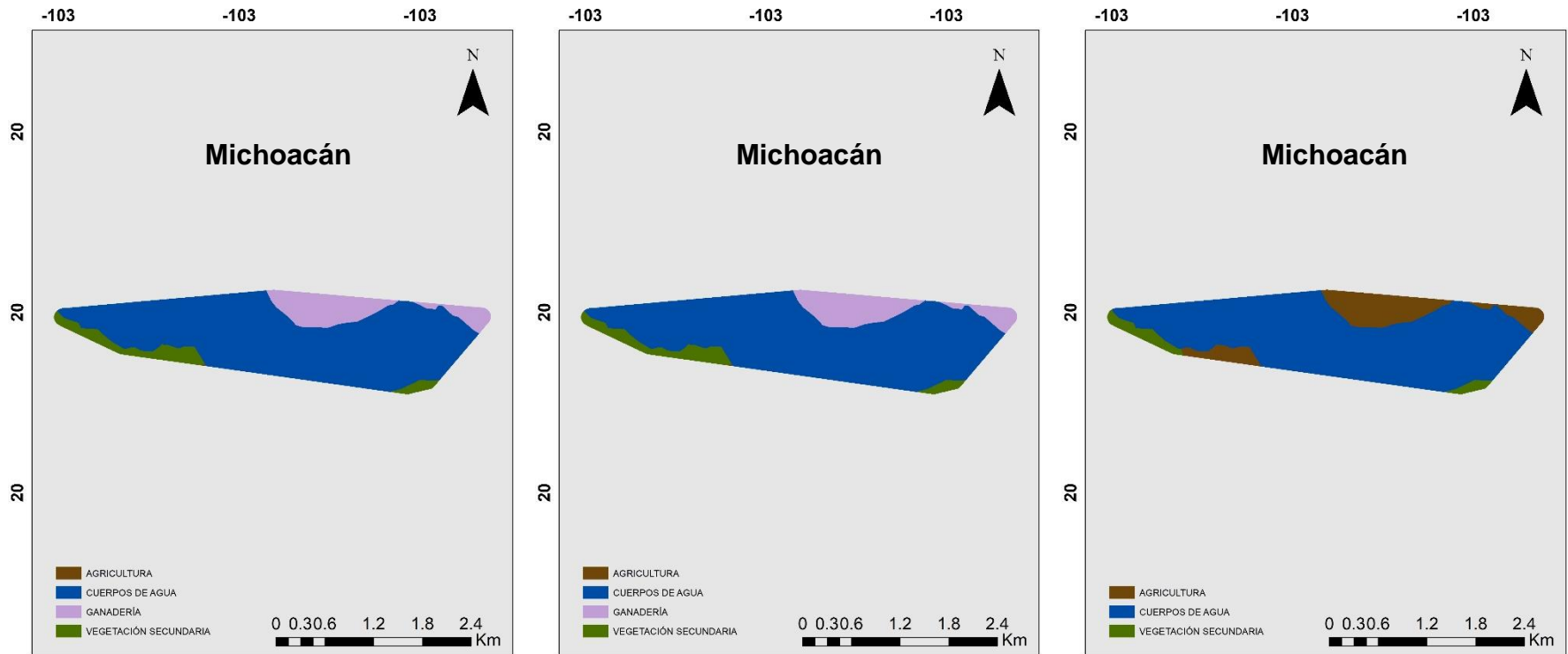


Figura 11. Polígonos de la distribución geográfica de *K. h. magdalense*. Los mapas muestran los usos de suelo y vegetación en tres periodos: 1999, 2010 y 2021, respectivamente.

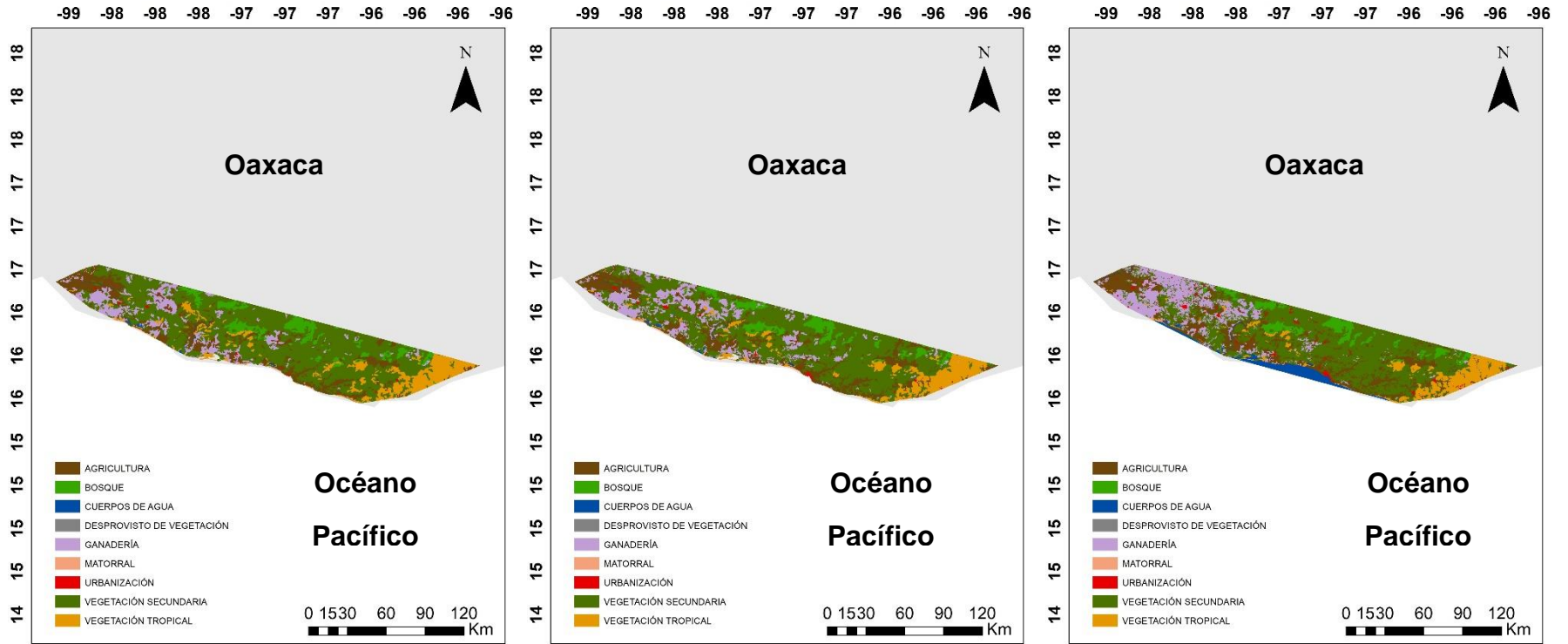


Figura 12. Polígonos de la distribución geográfica de *K. oaxacae*. Los mapas muestran los usos de suelo y vegetación en tres periodos: 1999, 2010 y 2021, respectivamente.

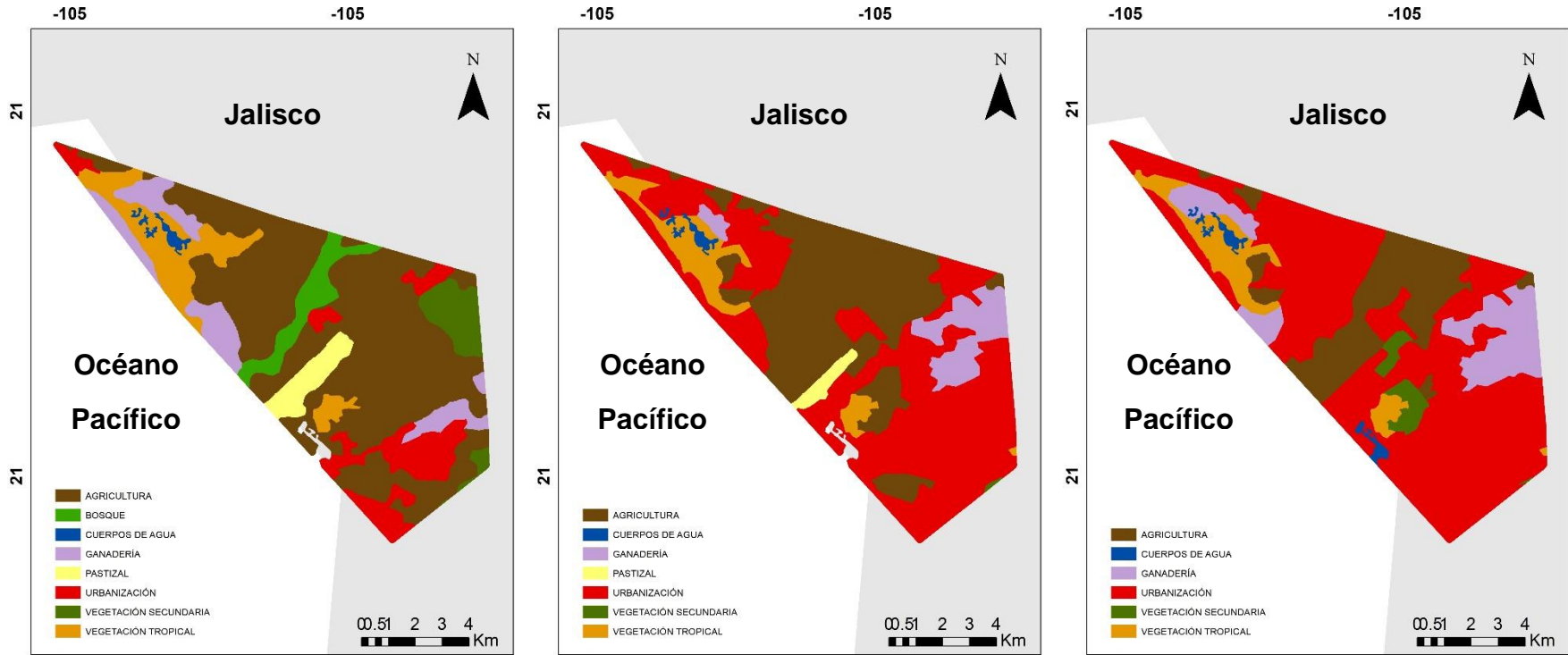


Figura 13. Polígonos de la distribución geográfica de *K. vogti*. Los mapas muestran los usos de suelo y vegetación en tres periodos: 1999, 2010 y 2021, respectivamente.

Discusión

La urbanización tiene un efecto directo en la biodiversidad (Fahrig, 2003; Segan *et al.*, 2016), siendo el principal impulsor de la pérdida de hábitat y alteración de las comunidades biológicas actuales (Berriozabal-Islas *et al.*, 2018). En particular, los procesos de urbanización afectan de manera directa a las poblaciones de tortugas dulceacuícolas, debido a la desaparición de la vegetación rarápía, los sitios de anidamiento, la desecación de los cuerpos de agua y, a su vez, la aparición de actividades asociadas a la urbanización, como la cacería y el tráfico de especies (Conway-Gómez, 2007; Burgin y Ryan 2008; Santoro, 2017). Así mismo, el aumento de la temperatura ambiental y las colisiones con los vehículos en caminos y carreteras agravan aún más la situación, se constituyen como factores que contribuyen directamente al declive y la reducción sostenida de sus poblaciones (Butler *et al.*, 2016; Bowne *et al.*, 2018; Berriozabal-Islas *et al.*, 2020; 2023). Sin embargo, Dorland *et al.* (2014), mencionan que las carreteras y la urbanización no tiene efectos negativos sobre la abundancia en las poblaciones de tortugas de la especie *Chrysemys picta* en el este de Ontario. En este sentido, nuestros resultados indican un crecimiento de las áreas urbanas que al mismo tiempo involucra el incremento de las vías de comunicación como calles, carreteras y caminos rurales estos, pudieran estar impactando de manera directa en las poblaciones de tortugas *Kinosternon* a lo largo del territorio mexicano.

En general, los resultados indican una disminución del hábitat adecuado para todas las especies de *Kinosternon* aquí analizadas. Sin embargo, existen discrepancias con respecto a los efectos que la urbanización ejercen sobre las tortugas dulceacuícolas. Por ejemplo, el hábitat de *K. chimalhuaca* es uno de las más afectados por la creciente urbanización y el turismo en la región, además de ser uno de los polígonos convexos más pequeños de las especies analizadas. Sin embargo, Garrido *et al.* (2021) evaluaron el efecto de la urbanización

en *K. chimalhuaca*, comparando una población en una zona urbana y una población en selva conservada, cuyos resultados revelaron que la población de la zona urbana es más abundante y el sexo está sesgado hacia las hembras que en la población de selva conservada. Los autores mencionan que, si bien la población urbana tiene agua y recursos alimentarios durante todo el año, el tamaño poblacional y la mayor abundancia de individuos sesgado hacia las hembras pudiera estar determinado por la mayor temperatura de las zonas urbanas.

Por otra parte, Steen y Gibbs (2004) realizaron un monitoreo en el cual evaluaron el efecto de la urbanización en la proporción de sexos de la especie de tortuga mordedora *Chelydra serpentina*, los autores determinaron que en todos los sitios analizados los machos son el sexo más abundante tanto en sitios urbanos como en sitios conservados. Así mismo, los autores registraron que las hembras son altamente depredadas por carnívoros medianos, principalmente por el mapache *Procyon lotor*, el cual fue abundante en todos los sitios. En este sentido, para análisis posteriores sugerimos considerar todos los aspectos ecológicos y adaptativos de cada especie de estudio, pues no fueron consideradas en el presente trabajo de investigación al ser un análisis de variables continuas. Sin embargo, en el caso particular de las tortugas del género *Kinosternon*, cabe mencionar que, hasta el momento, se han realizado pocos estudios que evalúan la vulnerabilidad de estas especies. Por ejemplo, Macip-Ríos *et al.* (2015) evaluaron el estatus de conservación de las especies de las tortugas mexicanas según la normatividad nacional e internacional; detectando que muy pocas especies coinciden entre estos dos listados y evidenciando que para las especies del género *Kinosternon* existe poca información sobre su estado de conservación y vulnerabilidad.

Por otra parte, Butler *et al.* (2016) y Berriozabal-Islas *et al.* (2020) evaluaron los posibles efectos del cambio climático global en las especies del género *Kinosternon* a lo largo del continente americano. Los resultados de estos trabajos concluyeron que existe una alta

dinámica del nicho climático en las especies y que existe un patrón de aumento de la temperatura global por lo que, la mayoría de las especies evaluadas se encuentran en alto riesgo, debido a la desaparición de la idoneidad del hábitat determinada por su nicho climático. Sin embargo, hasta el momento no se sabe con exactitud lo que como responden las especies ante el cambio de uso de suelo y la pérdida de su hábitat a lo largo del tiempo. El uso de imágenes satelitales por medio de sistemas de información geográfica permitió observar un patrón de pérdida de hábitats naturales a lo largo del tiempo, como bosques templados, selvas, pantanos, ríos y riachuelos que son los hábitats, donde se encuentran las poblaciones de tortugas aún existentes (Legler y Vogt, 2013; Berriozabal-Islas *et al.*, 2023).

Los resultados del presente trabajo fueron desalentadores al determinar altos porcentajes de pérdida de hábitat y cambio de uso de suelo para todas las especies de *Kinosternon* analizadas. De entre todas las especies analizadas, llama la atención el caso particular de *K. vogti* que, desde su descripción en el año 2018, solo se le ha registrado en áreas urbanas del municipio de Puerto Vallarta en Jalisco (López-Luna *et al.*, 2018). Por lo tanto, y de acuerdo con los resultados obtenidos, *K. vogti* es la especie más vulnerable, ya que en las áreas urbanas se encuentran diferentes factores que pudieran afectar a las poblaciones aun presentes, como el tráfico ilegal de especies, contaminantes, y la presencia de especies invasoras que van exterminando y desplazando a las especies endémicas (PROFEPA, 2025).

De acuerdo con los resultados obtenidos, los tipos de vegetación nativos donde habitan las tortugas *Kinosternon* ha desaparecido gravemente, lo cual coincide con la pérdida de cobertura vegetal reportada en México (Bonilla-Moheno *et al.*, 2013) y el mundo (Foley *et al.*, 2005). Esto compromete a toda la biodiversidad que ahí se encuentra y los servicios ecosistémicos (Liu *et al.*, 2019), los cuales se ven comprometidos por la creciente

urbanización que ocurre en el país. Ante este panorama, las especies de tortugas del género *Kinosternon* son potencialmente generalistas, ya que algunas de ellas consumen materia vegetal, semillas, y frutos que son proporcionados por la vegetación circundante de su hábitat (Aguirre-León y Aquino-Cruz, 2004). Así mismo, se sabe que las especies de tortugas *Kinosternon* consumen una gran cantidad de insectos que están asociados a los tipos de vegetación natural (Aguirre-León y Aquino-Cruz, 2004). Sin embargo, en este estudio no se evaluó la dieta de las especies, pero se considera que, al reducirse la vegetación natural, la estructura de las comunidades vegetales y animales se vea reducida significativamente (Aguirre-León y Aquino-Cruz, 2004; Becerra-López *et al.*, 2017).

Finalmente, las especies de kinostérnidos evaluadas aquí muestran una vulnerabilidad mucho mayor, debido a este grupo de amenazas que actúan en conjunto y de manera sinérgica. Por lo tanto, es necesario desarrollar programas de conservación *in situ* y *ex situ* de manera prioritaria. Así como, de la conservación y mantenimiento de áreas con vegetación natural y cuerpos de agua que demuestran contener la idoneidad de hábitat como las Áreas Naturales Protegidas (ANPs) que aun resguardan propiedades adecuadas de hábitat. Además, es necesario señalar que estos resultados muestran con exactitud la pérdida o ganancia de hábitat de manera real. Así mismo, proporcionan una alerta temprana sobre las posibles consecuencias de las actividades actuales sobre el uso del suelo y la extinción de las especies.

Conclusiones

El presente trabajo permitió identificar el área de distribución de seis especies microendémicas del género *Kinosternon* en México, integrando información proveniente de la literatura, bases de datos especializadas y trabajo de campo. Este análisis evidenció diferencias marcadas en la extensión del hábitat entre especies, destacando *K. durangoense* como la de mayor superficie disponible y *K. h. magdalense* como la de menor área, lo que refleja distintos grados de vulnerabilidad. El análisis temporal del cambio de uso de suelo entre 1999 y 2021 mostró que, en todos los casos, ocurrió una pérdida significativa del hábitat, impulsada principalmente por la expansión de la agricultura, la ganadería y la urbanización. Estas modificaciones coinciden con un crecimiento poblacional acelerado que se ha visto tanto en México como a nivel global en las últimas décadas, lo que ha incrementado la demanda de alimentos y, en consecuencia, el aumento de zonas agrícolas y ganaderas, así como la explotación de cuerpos de agua. Tales procesos han resultado en la absorción de amplias áreas de vegetación nativa por parte de la urbanización, reduciendo y fragmentando los espacios que las tortugas del género *Kinosternon* han ocupado históricamente.

Los análisis espaciales permitieron determinar la pérdida y ganancia de hábitat en cada periodo, evidenciando que, si bien algunas especies presentaron recuperaciones parciales de sus poblaciones entre 2010 y 2021, la tendencia general es de deterioro progresivo del hábitat. Especies como *K. oaxacae* y *K. h. magdalense* mostraron reducciones sostenidas, mientras que *K. vogti*, conocida únicamente en zonas urbanas, se posiciona como una de las más vulnerables debido a numerosas amenazas como contaminación, infraestructura turística, y tráfico ilegal. Esta variación en las respuestas entre especies resalta que cada una enfrenta amenazas particulares, determinadas por los hábitats específicos en los

que se distribuyen y los requerimientos ecológicos de cada una de ellas. Adicionalmente, el cálculo del porcentaje de cambio del hábitat confirmó que las modificaciones del uso de suelo representan una amenaza directa y creciente. Estas presiones, junto con efectos previamente identificados del cambio climático sobre el nicho del género *Kinosternon*, generan un escenario en donde es claramente visible el incremento de la vulnerabilidad de todas las especies evaluadas.

En este contexto, resulta evidente la necesidad de actualizar y fortalecer las políticas ambientales y de conservación que tomen en cuenta hábitats reducidos, fragmentados o no convencionales, como presas y cuerpos de agua artificiales, los cuales son esenciales para especies microendémicas como *K. h. magdalense* y *K. durangoense*. Asimismo, es necesario impulsar la creación de áreas naturales protegidas que consideren estas zonas particulares y la generación de estudios técnicos sobre aquellas especies que actualmente no figuran en listados oficiales o cuyo estatus requiere una revisión urgente, con el fin de sustentar su propuesta de inclusión en la NOM-059-SEMARNAT en México. Acciones que se han emprendido en los últimos años con la finalidad de visibilizar y proteger a *K. vogti*, son un ejemplo de que es posible actuar con rapidez y eficacia incluso en especies con distribuciones muy limitadas o poblaciones reducidas.

De esta manera, este estudio resalta la importancia de conservar la vegetación natural y los cuerpos de agua, que aún poseen las características y la capacidad de fungir como hábitat para las tortugas del género *Kinosternon*. La información presentada anteriormente constituye una base para la toma de decisiones y evidencia que el cambio de uso de suelo representa una de las amenazas más severas y determinantes para la supervivencia de estas poblaciones de tortugas en México.

Literatura citada

- Aguirre-León, G. y Aquino-Cruz, O. (2004). Hábitos alimentarios de *Kinosternon herrerae* Stejneger 1925 (Testudines: Kinosternidae) en el centro de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20: 83-98.
- Ariza, M. y Ramírez, J. M. (2008). “Urbanización, mercados de trabajo y escenarios sociales en el México finisecular”. En: Portes, A., Roberts, B. y Grimson, A. (Coords.), Ciudades Latinoamericanas. México: Miguel Ángel Porrúa - Universidad Autónoma de Zacatecas, pp. 251-302.
- Arroyave, M. P., Gómez, C., Gutiérrez, M. E., Múnera, D. P., Zapata, P. A., Vergara, I. C., Andrade, L. M. y Ramos, K. C. (2006). Impactos de las Carreteras Sobre la Fauna Silvestre y sus Principales Medidas de Manejo. *Revista EIA*, 5: 45-57.
- Becerra-López, J. L., Ramírez-Bautista, A., Romero-Méndez, U., Pavón, N. P. y Sánchez-Rojas, G. (2017). Effect of climate change on halophytic grasslands loss and its impact in the viability of *Gopherus flavomarginatus*. *Nature Conservation*, 21: 39-55.
- Berriozabal-Islas, C., Ramírez-Bautista, A., Cruz-Elizalde, R. y Hernández-Salinas, U. (2018). Modification of landscape as promoter of change in structure and taxonomic diversity of reptile's communities: an example in tropical landscape in the central region of Mexico. *Nature Conservation*, 28: 33-49.
- Berriozabal-Islas, C., Ramírez-Bautista, A., Nava-Jiménez, A. I., Rojas-Domínguez, M., Reyes-Grajales, E. y Loc-Barragán, J. A. (2023). Ni conocidas, ni carismáticas: estado de conservación de las tortugas del género *Kinosternon* (Spix, 1824) (Testudines: Kinosternidae) y sus factores de amenaza. *Cuadernos de Biodiversidad*, 64: 6-18.

- Berriozabal-Islas, C., Ramírez-Bautista, A., Torres-Ángeles, F., Mota-Rodriguez, J. F., Macip-Ríos, R. y Octavio-Aguilar, P. (2020). Climate change effects on turtles of the genus *Kinosternon* (Testudines: Kinosternidae): an assessment of habitat suitability and climate niche conservatism. *Hydrobiologia*, 847: 4091-4110.
- Berry, J. F. y Iverson, J. B. (1980) A new species of mud turtle, genus *Kinosternon*, from Oaxaca, Mexico. *Journal of Herpetology*, 14(4): 313-320.
- Berry, J. F., Seidel, M. F. y Iverson, J. B. (1997) A new species of mud turtle (genus *Kinosternon*) from Jalisco and Colima, México, with notes on its natural history. *Chelonian Conservation and Biology*, 2(3), 329-337.
- Biodiversidad Mexicana. (8 de agosto de 2022). *¿Por qué se pierde la biodiversidad?* <https://www.biodiversidad.gob.mx/biodiversidad/porque>
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J. E. M. *et al.* (2013). The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, 157: 372-385.
- Bonilla-Moheno, M., Redo, D. J., Aide, T. M., Clark, M. L y Grau, H. R. (2013). Vegetation change and land tenure in Mexico: A country-wide analysis. *Land Use Policy*, 30: 355-364.
- Bowne, D. R., Cosentino, B. J., Anderson, L. J. *et al.* (2018). Effects of urbanization on the population structure of freshwater turtles across the United States. *Conservation Biology*, 32(5): 1-12.
- Burgin, S. y Ryan, M. (2008). Comparison of sympatric freshwater turtle populations from an urbanized Sydney catchment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 1277-1284.
- Busso, M., Chauvin, J. P. y Herrera, N. (23 de noviembre de 2021). *¿Qué factores impulsan la migración rural en América Latina y el Caribe?* <https://blogs.iadb.org/ideas-que->

cuentan/es/que-factores-impulsan-la-migracion-rural-en-america-latina-y-el-caribe/#:~:text=La%20migraci%C3%B3n%20del%20campo%20a%20la%20ciudad%20es%20un%20fen%C3%B3meno,trasladarse%20permanentemente%20a%20las%20ciudades

Butler, C. J., Stanila, B. D., Iverson, J. B., Stone, P. A. y Bryson, M. (2016). Projected changes in climatic suitability for *Kinosternon* turtles by 2050 and 2070. *Ecology and Evolution*, 6: 7690-7705.

Butterfield, T. G. y Matías-Palafox, M. L. (2025). *Kinosternon chimalhuaca*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2025*. International Union for Conservation of Nature. <https://www.iucnredlist.org/>

Cancillería. (2023). *Antecedentes históricos y causas de la migración*. Ministerio de Relaciones Exteriores de Colombia. <https://www.cancilleria.gov.co/colombia/migracion/historia>

Castro-Díez, P., Valladares, F. y Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13(3).

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (s.f.). *Ríos y Montañas de la Comarca Lagunera*. <https://descubreanp.conanp.gob.mx/es/conanp/ANP?suri=209>

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2014). *Estadísticas del Agua en México, edición 2014*. Editorial SEMARNAT, <https://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2014.pdf>

Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). (2022). *Examen de las propuestas de enmienda a los apéndices I y II*. Editorial CITES,

https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/19/prop/as_received/S-Kinosternon_spp.pdf

- Conway-Gómez, K. (2007). Effects of human settlements on abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* turtles in northeastern Bolivia. *Chelonian Conservation and Biology*, 6(2): 199-205.
- Correa-Restrepo, F. (2002). Las dimensiones ambientales del crecimiento urbano. *Semestre Económico*, 5(10).
- Cupul-Magaña, F. G., Butterfield, T., Gregory, T., Iverson, J. B., Macip-Ríos, R. y López-Luna, M. A. (2022). *Kinosternon vogti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: International Union for Conservation of Nature. <https://www.iucnredlist.org/>
- De Terán, F. (1969). *El problema urbano*. Barcelona, España: Aula Abierta Salvat.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2010). *NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. Editorial SEMARNAT, <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm>
- Diccionario de la Lengua Española (DLE). (2022). *Deforestar*. <https://dle.rae.es/deforestar>
- Dorland, A., Rytwinski, T. y Fahrig, L. (2014). Do roads reduce painted turtle (*Chrysemys picta*) populations? *PlosOne*, 9(5): 1-12.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A. y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130(4): 481-494.
- Escobar-Ibáñez, J. F. y MacGregor-Fors, I. (6 de septiembre de 2016). *Consecuencias de la urbanización (El caso de las aves)*. Diario de Xalapa.

<https://cdigital.uv.mx/bitstream/handle/123456789/48558/119-060916.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- French, S. S., Webb, A. C., Hudson, S. B. y Virgin, E. E. (2018). Town and country reptiles: A review of reptilian responses to urbanization. *Integrative and Comparative Biology*, 58(5): 948-966.
- Galicia-Sarmiento, L., García-Romero, A., Gómez-Mendoza, L. y Ramírez, M. I. (2007). Cambio de uso del suelo y degradación ambiental. *Ciencia*, 58(4).
- Garrido, J. (2021). Comparing Semi-Urban and Forest Populations of the Jalisco Mud Turtle (*Kinosternon chimalhuaca*) [Tesis de Maestría, Central Washington University]. <https://digitalcommons.cwu.edu/etd/1492/>
- Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2004). Dynamic Causal Patterns of Desertification. *BioScience*, 54(9): 817-829.
- German Society for Herpetology and Terrarium Science. (DGHT). (s.f.). Nineteenth meeting of the Conference of the Parties (CoP 19). Comments on Proposals and Working Documents. Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde, https://test.dght.de/wp-content/uploads/2022/12/CITES_klein.pdf
- Global Forest Watch (GFW). (2021). *Mexico Deforestation Rates & Statistics*. <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/country/MEX/>

- Gobierno del Estado de Jalisco. (s.f.). *Las aguas superficiales*.
<http://siga.jalisco.gob.mx/moet/SubsistemaNatural/Agua/AguaSuperficial/AguaSupP5.htm>
- Gutiérrez, I. y Trejo, E. (2014). Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 179-188.
- Harden, L. A., Price, S. J. y Dorcas, M. E. (2009). Terrestrial activity and habitat selection of Eastern mud turtles (*Kinosternon subrubrum*) in a fragmented landscape: Implications for habitat management of golf courses and other suburban environments. *Copeia*, 1: 78-84.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2011). *Censo de Población y Vivienda 2010*. Editorial INEGI,
<https://www.inegi.org.mx/rnm/index.php/catalog/71>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2015). *Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie IV*. Editorial INEGI,
https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/publicaciones/guias-carto/sueloyveg/1_250_IV/1_250_IV.pdf
- Iverson, J. B y Berry, J. F. (1998). *Kinosternon chimalhuaca* Berry, Seidel, and Iverson Jalisco Mud Turtle. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles*, 651: 1-2.
- Iverson, J. B. (1979) A taxonomic reappraisal of the yellow mud turtle, *Kinosternon flavescens* (Testudines: Kinosternidae). *Copeia*, 2: 212-225.

- Iverson, J. B. (1981). Biosystematics of the *Kinosternon hirtipes* species group (Testudines: Kinosternidae). *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 23: 1-74.
- Iverson, J. B. (1983). *Kinosternon oaxacae* Berry and Iverson Oaxaca Mud Turtle. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles*, 338: 1-2.
- Iverson, J. B. (1985). *Kinosternon hirtipes* (Wagler) Mexican rough-footed mud turtle. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles*, 361: 1-4.
- Iverson, J. B. (1986). Notes on the natural history of the Oaxaca mud turtle, *Kinosternon oaxacae*. *Journal of Herpetology*, 20(1): 119-123.
- Iverson, J. B. (1991). Phylogenetic Hypotheses for the Evolution of Modern Kinosternine Turtles. *Herpetological Monographs*, 5: 1-27.
- Iverson, J. B. (1992). *A Revised Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World*. Indiana, Estados Unidos: Earlham College.
- Iverson, J. B., Lemos-Espinal, J., y Smith, G. R. (2018). *Kinosternon Durangoense* (Durango Mud Turtle). Mexico: Durango. *Herpetological Review*, 49(4): 711-712.
- Legler, J. M. y Vogt, R. C. (2013). *The Turtles of Mexico: Land and Freshwater Forms*. Estados Unidos: University of California Press.
- Liu, W., Zhan, J., Zhao, F., Yan, H., Zhang, F. y Wei, X. (2019). Impacts of urbanization-induced land-use changes on ecosystem services: A case study of the Pearl River Delta Metropolitan Region, China. *Ecological Indicator*, 98: 228-238.
- López-González, N. E., Blanck, T., Cupul-Magaña, F. G., Nolasco-Luna, J. R., Praschag, P., López-Luna, M. A., Butterfield, T. G., Barrios-Quiroz, G. y Diruzzo, S. (2025). *Kinosternon vogti* López-Luna, Cupul-Magaña, Escobedo-Galván, González-Hernández, Rangel-Mendoza, Ramírez-Ramírez, and Cazares-Hernández 2018 - Vallarta Mud Turtle, Casquito de Vallarta. En: Conservation Biology of Freshwater

- Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtles Specialist Group, pp. 329-479. Rhodin, A. G. J., Iverson, J. B., van Dijk, P. P., Stanford, C. B., Goode, E. V., Buhlmann, K. A. y Mittermeier, R. A. (Eds.). *Chelonian Research Monographs*, 5: 132.
- López-Luna, M. A., Cupul-Magaña, F. G., Escobedo-Galván, A. H., González-Hernández, A. J., Centenero-Alcalá, E., Rangel-Mendoza, J. A., Ramírez-Ramírez, M. M. y Cazarez-Hernández, E. (2018). A distinctive new species of Mud Turtle from Western Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, 17(1): 2-13.
- López-Luna, M. A., Escobedo-Galván, A. H., Cupul-Magaña, F. G. (2020). Ampliación del ámbito geográfico y de la talla máxima de *Kinosternon chimalhuaca* (Testudines: Kinosternidae). *Acta Biológica Colombiana*, 25(3): 431-433.
- Lovich, J. E., Ennen, J. R., Agha, M. y Gibbons, W. (2018). Where Have All the Turtles Gone, and Why Does It Matter? *BioScience*, 68: 1-11.
- Macip-Ríos, R. (2005). *Ecología poblacional e historia de vida de la tortuga Kinosternon integrum en la localidad de Tonatico, Estado de Mexico* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. https://web.siiia.unam.mx/siia-publico/v/include/modulo_productos/tesis.php?id=783135
- Macip-Ríos, R. (2010). *Esfuerzo reproductor en kinostérnidos: la variación temporal del ambiente como promotor de su evolución* [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México]. <https://bibmacro-descubridor.dgb.unam.mx/Record/20.500.14330-TES01000663954>
- Marchand, M. N., y Litvaitis, J. A. (2004). Effects of landscape composition, habitat features, and nest distribution on predation rates of simulated turtle nests. *Biological Conservation*, 117(3): 243-251.

- Martine, G., McGranahan, G., Montgomery, M. y Fernández-Castilla, R. (2008). *The New Global Frontier: Urbanization, Poverty and Environment in the 21st Century*. Estados Unidos: Earthscan.
- Mimila-Manzur, F. D., Ramírez-Bautista, A., Macip-Ríos, R. y Díaz-Marín, C. A. (2023). Reproductive ecology and natural history of *Kinosternon herrerae* (Testudines: Kinosternidae) at the center of its distribution. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, 22(2): 171-179.
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (20 de marzo de 2015). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2015*. Editorial ONU, <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2015>
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2019a). *World Urbanization Prospects 2018: Highlights*. Editorial ONU, <https://digitallibrary.un.org/record/3828520?ln=es>
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2019b). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. Editorial ONU, <https://population.un.org/wup/Publications/>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2021). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal*. Editorial FAO, <https://doi.org/10.4060/ca9825es>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (26 de mayo de 2015). *Los suelos constituyen la base de la vegetación*. Editorial FAO, <https://www.fao.org/soils-2015/news/news-detail/es/c/287559/>
- Osuna-Osuna, A. K., De Jesús Díaz-Torres, J., De Anda-Sánchez, J., Villegas-García, E., Gallardo-Valdez, J. y Davila-Vazquez, G. (2015). Evaluación de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla, Veracruz, México; periodo 1994

- 2010. *Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 10(2): 350-362.

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA). (2025). *Actualización del tema robo de tortugas casquito*. <https://www.gob.mx/profepa/prensa/la-profepa-colabora-con-distintas-instituciones-para-protger-a-los-ejemplares-de-tortuga-casquito-y-dar-con-responsables>

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA). (23 de marzo de 2020). *Importancia de los Ecosistemas Forestales; Especies de los Bosques y Selvas*. <https://www.gob.mx/profepa/articulos/importancia-de-los-ecosistemas-forestales-especies-de-los-bosques-y-selvas?idiom=es#:~:text=Mantienen%20la%20provisi%C3%B3n%20de%20agua%20en%20calidad%20y%20cantidad.&text=Generan%20ox%C3%ADgeno.&text=Controlan%20la%20erosi%C3%B3n%20as%C3%ADcomo,conservaci%C3%B3n%20y%20recuperaci%C3%B3n%20del%20suelo.&text=Coadyuvan%20en%20la%20captura%20de%20carbono%20y%20la%20asimilaci%C3%B3n%20de%20diversos%20contaminantes>

Ramírez-Bautista, A., Díaz-Marín, C. A., García-Rosales, A. y Berriozabal-Islas, C. (2023). *¿Atrapados sin salida?: El caso de los anfibios y reptiles en la ciudad de Pachuca, Hidalgo, México*. *Biología y Sociedad*, 6(11): 34-41.

Reyes-Grajales, E. y Guichard-Romero, C. A. (2021). *Kinosternon abaxillare*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*. International Union for Conservation of Nature. <https://www.iucnredlist.org/>

- Reyes-Grajales, E. y Iverson, J. B. (2020). *Kinosternon abaxillare* Baurin Stejneger 1925 Central Chiapas Mud Turtle. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles*, 927: 1-15.
- Reyes-Grajales, E., Iverson, J. B., Walde, A. D. y Akre, T. S. (2025). *Kinosternon abaxillare* Baur in Stejneger 1925 - Central Chiapas Mud Turtle, Casquito Pardo. En: Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtles Specialist Group, pp. 329-479.
- Rhodin, A. G. J., Iverson, J. B., van Dijk, P. P., Stanford, C. B., Goode, E. V., Buhlmann, K. A. y Mittermeier, R. A. (Eds.). *Chelonian Research Monographs*, 5: 128.
- Reyes-Velasco, J., Iverson, J. B. y Flores-Villela, O. (2013). The conservation status of several endemic kinosternid species. *Chelonian Conservation and Biology*, 12: 203-208.
- Reyes-Velasco, J., Iverson, J. B. y Flores-Villela, O. (2013). The Conservation Status of Several Endemic Mexican Kinosternid Turtles. *Chelonian Conservation and Biology*, 12(1).
- Rosales-Martínez, C. S., Bello-Sánchez, C. D., Centenero-Alcalá, E. y Cupul-Magaña, F. G. (2021). *Kinosternon vogti* (Kinosternidae). *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 4(2): 232-233.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. 1ra edición digital. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Santoro, A. (2017). *The impact of urbanisation on the south-western snake-necked turtle (Chelodina colliei)* [Tesis de Licenciatura, Universidad de Murdoch]. <https://researchportal.murdoch.edu.au/esploro/outputs/991005543724107891>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2008). *Compendio de Estadísticas Ambientales* 2008.

https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_2008/compendio_2008/compendio2008/10.100.8.236_8080/ibi_apps/WFServlet1bdc.html#:~:text=La%20ciudad%20requiere%20agua%2C%20alimentos,afectan%20ecosistemas%20locales%20y%20distantes.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2016). *Informe de la situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde*. Editorial SEMARNAT,

https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (3 de noviembre de 2018). *Funciones e importancia de los bosques*.

<https://www.gob.mx/semarnat/articulos/funciones-e-importancia-de-los-bosques?state=published>

Segan, D. B., Murray, K. A., y Watson, J. E. M. (2016). A global assessment of current and future vulnerability to habitat loss-climate change interactions. *Global Ecology and Conservation*, 5: 12-21.

Seto, K. C., Güneralp, B. y Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40): 16083-16088.

- Sobrino, J. (2011). *La urbanización en el México contemporáneo*. Reunión de expertos sobre: “Población, territorio y desarrollo sostenible”. Editorial CEPAL, https://www.cepal.org/sites/default/files/events/files/jaime_sobrino.pdf
- Steen, D. A., y Gibbs, J. P. (2004). Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology*, 18(4): 1143-1148.
- Sun, M., Li, W., Zhu, L., Guo, Z., Zhao, Z., Meng, N., Han, M., Wang, N. y Zhang, X. (2025). Degradation in edge forests caused by forest fragmentation. *Carbon Research*, 4(38).
- Unikel-Spector, L. (1968). El proceso de urbanización en México: distribución y crecimiento de la población urbana. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 2(2): 139-182.
- van Dijk, P.P., Iverson, J. B., Rhodin, A. G. J., Shaffer, H. B. y Bour, R. (Turtle Taxonomy Working Group). (2014). Turtles of the world, 7th Edition: annotated checklist of taxonomy, synonymy, distribution, and conservation status. En: *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtles Specialist Group*, pp. 329-479. Rhodin, A. G. J., Pritchard, P. C. H., van Dijk, P. P., Saumure, R. A., Buhlmann, K. A., Iverson, J. B., Mittermeier, R. A. (Eds.). *Chelonian Research Monographs*, 5: 329-479.
- Vázquez-Gómez, A. G., Harfush, M. y Macip-Ríos, R. (2015). Notes on the reproductive ecology of the Oaxaca Mud Turtle (*Kinosternon oaxacae*) in the vicinity of Mazunte, Mexico. *Acta Herpetologica*, 10(2): 121-124.