

**Patrones de diversidad taxonómica de
anfibios en los bosques tropicales secos
de Sinaloa: cambios temporales en la
composición y la colecta científica**

**Taxonomic diversity patterns of
amphibians in the tropical dry forest of
Sinaloa: temporary changes in composition
and scientific collection**

Héctor Alexis Castro-Bastidas¹

José Manuel Serrano²

Juan Manuel Díaz-García³

Leticia Margarita Ochoa-Ochoa⁴

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259044>



¹ Posgrado en Ciencias Aplicadas al Aprovechamiento de los Recursos Naturales, Centro de Estudios “Justo Sierra” (CEJUS), Badiraguato 80600, Sinaloa, México.

² Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera”, Departamento Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México. *Autor de correspondencia: jose.rano@gmail.com.

³ Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Km 1.5 Carretera Tlaxcala-Puebla S/N, La Loma Xicoténcatl, 90070, Tlaxcala, México

⁴ Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera”, Departamento Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México.

Resumen

La Sierra Madre Occidental (SMO) es una región biogeográfica transicional para la biodiversidad, con un conocimiento disperso sobre la diversidad de anfibios en los bosques tropicales secos de Sinaloa y sus zonas adyacentes más áridas y húmedas. Nuestro propósito es comprender los cambios en la diversidad de anfibios y su asociación con los tipos de vegetación en Sinaloa, extendiendo el análisis a porciones adyacentes de la SMO en Chihuahua y Durango para capturar la dinámica transicional. Utilizamos registros de colectas y observaciones de anfibios disponibles desde el s. XIX hasta la fecha, junto con mapas de Vegetación Potencial y las Series I y VII de Uso de suelo y vegetación de México de INEGI. Calculamos números de Hill como medidas de diversidad y comparamos la composición de especies de anfibios dentro de los distintos tipos de uso de suelo y vegetación en tres periodos temporales asociados a cada mapa. Nuestros resultados destacan que la cobertura de muestreo abarca menos del 35 % del territorio, concentrada en los tipos de vegetación que ocupan mayor extensión en la región. En las últimas dos décadas, la riqueza de anfibios observada ha disminuido, con mayor proporción de área muestreada en selva baja caducifolia y suelos agrícolas. Para verificar si estos cambios composicionales se asocian a disminución de especies en ciertos tipos de vegetación, se requieren monitoreos de anfibios en toda la región.

Abstract

The Sierra Madre Occidental (SMO) is a transitional biogeographic region for biodiversity, with scattered knowledge about amphibian diversity in the tropical dry forests of Sinaloa and its adjacent more arid and humid zones. Our purpose is to understand changes in amphibian diversity and its association with vegetation types in Sinaloa, extending the analysis

to adjacent portions of the SMO in Chihuahua and Durango to capture the transitional dynamics. We used records of amphibian collections and observations available from the 19th century to the present, along with Potential Vegetation maps and Land Use and Vegetation Series I and VII from INEGI of Mexico. We calculated Hill numbers as diversity measures and compared the composition of amphibian species within different land use and vegetation types over three temporal periods associated with each map. Our results highlight that sampling coverage covers less than 35% of the territory, concentrated on the vegetation types that occupy the greatest extent in the region. In the last two decades, observed amphibian richness has decreased, with a higher proportion of the sampled area in low deciduous forest and agricultural soils. To verify if these compositional changes are associated with a decrease in species in certain vegetation types, amphibians monitoring is required throughout the region.

Introducción

Los bosques tropicales secos se definen por su marcada estacionalidad, con un periodo de sequía anual mayor al de lluvias (Murphy y Lugo, 1986). En México, estos ecosistemas se distribuyen desde la costa del Pacífico en Sinaloa hasta Chiapas, y desde la costa norte del Golfo de México hasta la Península de Yucatán (Rzedowski, 1978). A nivel global, los bosques tropicales secos se consideran el bioma tropical más amenazado (Hasnat y Hossain, 2020). Estas amenazas incluyen principalmente el cambio de uso de suelo, pastoreo, extracción de madera y el cambio climático, que incrementa tanto sequías como huracanes (Dupin et al., 2018; Holm et al., 2017; Sfair et al., 2018).

En Sinaloa, el límite norte de los bosques tropicales secos se ubica en la vertiente oeste de la Sierra Madre Occidental (SMO), con mayor afinidad boreal que tropical (Miguez et al., 2013; Tejero et al., 2023). La SMO es una de las regiones biogeográficas más relevantes de México, no solo por su extensión como provincia más larga (Bye, 1995), sino por su rol transicional entre las regiones Neártica y Neotropical (Ferguson et al., 2013; Halffter, 2017; Miguez et al., 2013). Esta cadena monta-

ñaosa alberga una biodiversidad significativa, incluyendo 57 especies de anfibios (Lemos y Smith, 2024), con alta variabilidad en distribución y composición debido a gradientes altitudinales, climáticos y de vegetación (Flores, 1993; Serrano et al., 2014; Swann et al., 2005; Webb, 1984). La influencia orográfica de la SMO regula patrones climáticos, con condiciones húmedas en la vertiente occidental de Sinaloa y áridas en planicies interiores adyacentes de Chihuahua y Durango (Descroix et al., 2004; González et al., 2013). Estas características generan una gran diversidad de ecosistemas (Myster, 2023; Wake, 1987), desde bosques de coníferas y encinos hasta manglares y matorrales en la Planicie Costera (Rzedowski, 1978), pero esta diversidad enfrenta impactos por expansión agrícola, urbanización y cambio climático (González et al., 2013; Heyerdahl y Alvarado, 2003; Novo et al., 2018), transformando el paisaje en décadas recientes.

El cambio de uso de suelo es un motor principal de alteración ambiental global, afectando dimensiones ecológicas y sociales (Foley et al., 2005). La conversión de ecosistemas naturales a agrícolas, urbanos o industriales modifica el paisaje, alterando ciclos de agua, biodiversidad y nutrientes (Brooks et al., 2006; Dai, 2011; Musaoglu et al., 2005). La deforestación reduce el almacenamiento de carbono, contribuyendo al cambio climático (Houghton, 2004; Li et al., 2022) y fragmenta hábitats, aislando poblaciones y reduciendo viabilidad genética (Semper et al., 2021). Estos efectos de largo alcance modifican el equilibrio ecológico (Hasan et al., 2020; Liu et al., 2013), siendo los anfibios el grupo de vertebrados más susceptible a tales cambios antropogénicos (Cordier et al., 2021; Cushman, 2006).

La clasificación de comunidades vegetales en México inició a mediados del siglo XX (Rochin, 1985; Shreve, 1937) y una síntesis relevante del conjunto de iniciativas a inicios de ese siglo fue propuesta por Jerzy Rzedowski (1978) mediante una integración ecológica. El Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) ha complementado la propuesta de Rzedowski con imágenes satelitales Landsat desde 1970 (INEGI, 2021), permitiendo análisis dinámicos de fluctuaciones en uso de suelo y vegetación, aplicables a estudios ecológicos.

A pesar de estudios sobre bosques húmedos (Gual y Mayer, 2014; Cruz et al., 2022) y secos (García, 2006; Luna et al., 2017; Suazo et al., 2018), existe un vacío en el conocimiento sobre la variación de la diversidad de anfibios entre tipos de vegetación a nivel regional en Sinaloa y alrededor de la SMO. En esta área, se ha demostrado un alto recambio de especies entre los ecosistemas de la Planicie Costera de Sinaloa y las elevaciones de la SMO (Serrano et al., 2014), y se resalta la importancia del bosque tropical seco como ecosistema transicional (Bezy et al., 2017). En este estudio analizamos patrones de diversidad taxonómica de anfibios en diferentes usos de suelo y tipos de vegetación en Sinaloa, evaluando cambios temporales e identificando impactos de transformación paisajística en proporciones muestreadas y diversidad, con énfasis particular en los bosques tropicales secos. Este enfoque evidencia vacíos y efectos de transformación sobre comunidades de anfibios, contribuyendo a entender factores de cambio de biodiversidad.

Metodología

Área de estudio

La SMO cubre aproximadamente 289,000 km² e incluye partes de Sonora, Chihuahua, Durango, Sinaloa, Zacatecas, Nayarit y Jalisco (Bye, 1995). Su altitud varía entre los 300 msnm en su vertiente oeste, cercana al Océano Pacífico, hasta más de 3300 m s. n. m. en sus puntos más altos (González et al., 2012). El gradiente latitudinal de la SMO abarca climas secos y templados en el norte hasta climas cálidos en el sur. La vegetación incluye desde bosques tropicales secos hasta bosques de pino-encino (Rzedowski, 1978). El foco principal es Sinaloa, donde dominan bosques tropicales secos, extendiendo a porciones adyacentes de la SMO en Chihuahua y Durango para capturar transiciones biogeográficas relevantes para la diversidad de anfibios en la región (Bezy et al., 2017; Gentry, 1946; McDiarmid et al., 1976; Webb, 1984).

Objetivos

- 1) Evaluar la completitud de las colectas y muestreos de anfibios en tipos de uso de suelo y vegetación en Sinaloa y porciones adyacentes de la SMO en Chihuahua y Durango; 2) Comparar la diversidad de anfibios actual entre usos de suelo y vegetación en la región; y 3) Comparar la diversidad temporal de anfibios entre tipos de uso de suelo y vegetación.

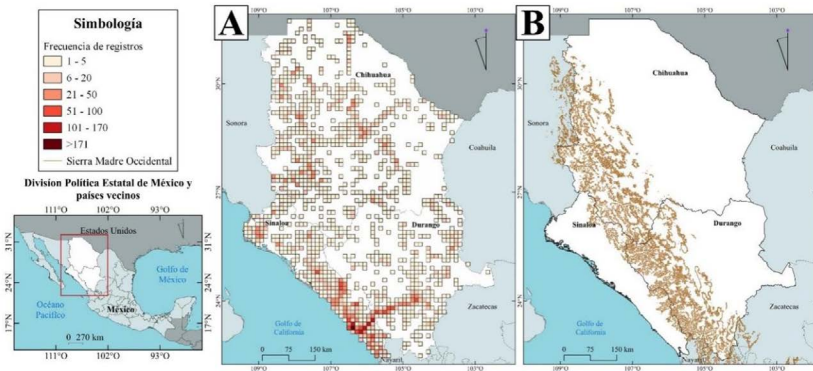
Materiales y métodos

Fuente de datos. Obtuvimos los registros de los anfibios del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF, por sus siglas en inglés) para los estados de Chihuahua, Durango y Sinaloa (GBIF, 2023abc). Además, incorporamos los registros de la base de datos Herpetofauna Mexicana del Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Universidad Nacional Autónoma de México (MZFC-HE UNAM), que contiene información recopilada de 45 bases de datos y que ha sido curada durante más de 20 años. Los registros fueron depurados para evitar duplicados y actualizamos los términos sistemáticos y sinonimia usando la base de datos de Especies de Anfibios del Mundo (Frost, 2023). Además, separamos en dos categorías los registros de colectas y observaciones de ciencia ciudadana por periodos de años para distinguir la relevancia de cada una de estas fuentes de datos. Generamos un sistema de cuadrículas (~133 km² por celda) para contabilizar los registros de presencia por celdas y analizar patrones de distribución espacial (Figura 1A). Este tamaño de celda fue utilizado para hacer comparables nuestros análisis con los realizados por Castro y Serrano (2022) con registros de anfibios de ciencia ciudadana en la región.

Delimitación del área de estudio. El territorio de la SMO dentro de los tres estados (Chihuahua, Durango y Sinaloa) estuvo dividido en 3,541 celdas. Además, en la base de datos de GBIF, separamos los registros de colectas y observaciones de ciencia ciudadana por periodos de años para distinguir la relevancia de cada una de estas fuentes de registros. Para visualizar el límite de la SMO dentro del área de estudio, proyec-

tamos curvas de nivel del sitio web de INEGI (INEGI, 2023) (Figura 1B). Todas las capas de información fueron procesadas en un Sistema de Información Geográfica utilizando el software QGIS versión 3. 10. 2 (QGIS Development Team, 2020).

Figura 1. A) Frecuencia de registros de anfibios en las bases de datos de GBIF y el MZFC asociados a la principal extensión de la B) Sierra Madre Occidental en el noroeste de México



Análisis de uso de suelo y vegetación. Con el fin de comparar la diversidad de anfibios entre distintos usos de suelo y tipos de vegetación, así como a lo largo de diferentes períodos temporales (ver abajo), utilizamos los mapas de Vegetación Potencial y las Series I y VII de Uso de suelo y Vegetación de México, proporcionados por INEGI (CONABIO, 2023). En cada uno de los mapas (Figura 2), contabilizamos la frecuencia de presencia de cada especie (número de celdas con registro) y calculamos la superficie muestreada dentro de cada tipo de vegetación y uso de suelo.

Dado que la nomenclatura de los tipos de vegetación varía entre los mapas utilizados, decidimos emplear la terminología del mapa de Uso de Suelo y Vegetación para unificar los análisis. A cada tipo de vegetación se le asignó su equivalente en el mapa de Vegetación Potencial entre paréntesis: Bosque de coníferas y Quercus (Bosque de coníferas y encinos); Manglar (Vegetación acuática y subacuática); Matorral (Matorral xerófilo); Selva baja caducifolia (Bosque tropical caducifolio); Selva baja espinosa (Bosque espinoso). En el caso de los pastizales, no hubo variación en su nomenclatura. Es importante señalar que el mapa de

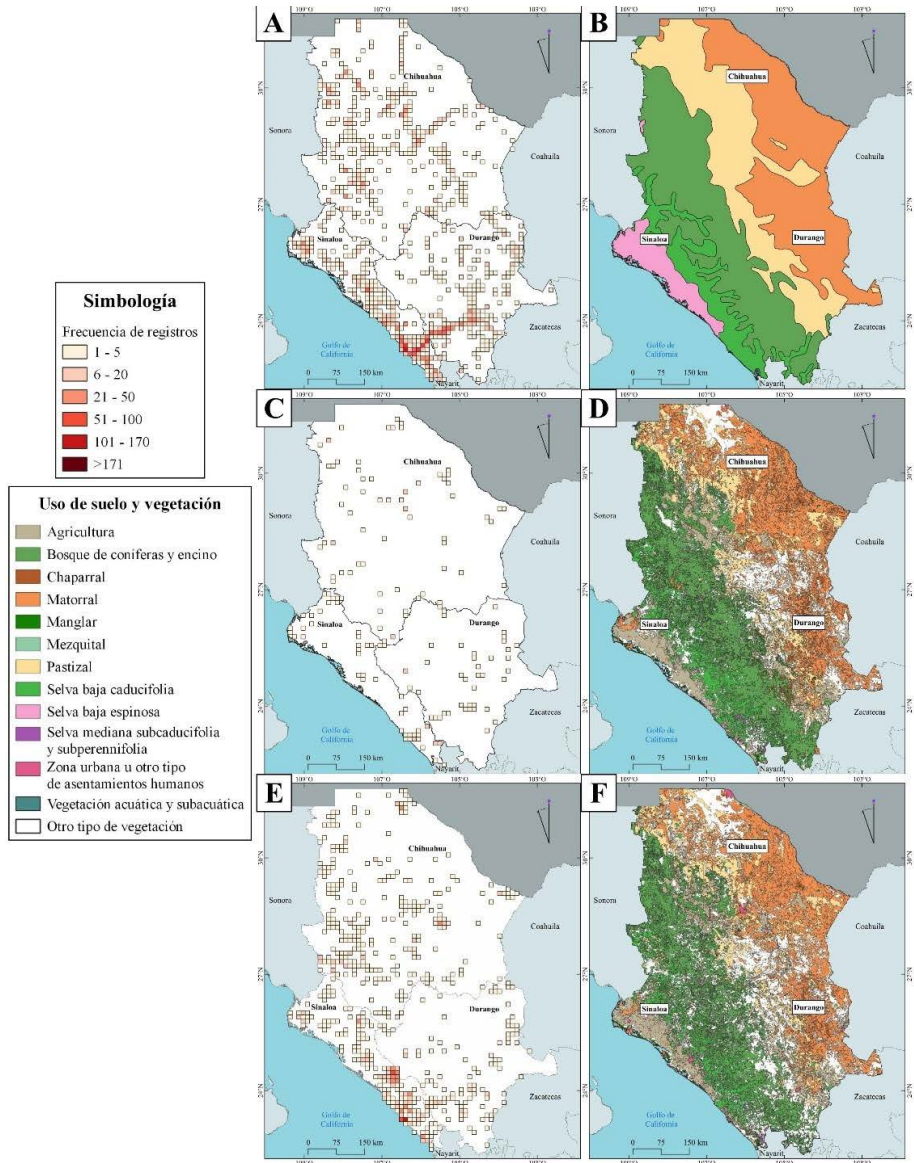
Vegetación Potencial no incluye equivalentes para mezquital, chaparral y selva mediana subcaducifolia y subperennifolia. Finalmente, las Series I y VII emplean nomenclaturas distintas para usos de suelo como Zona urbana y Asentamientos humanos, que fueron unificadas bajo el término Zonas pobladas.

Los bosques secos y semihúmedos se han clasificado con distintos nombres (Miranda y Hernández, 1963; Rzedowski, 1978), pero aquí nos referimos a estas comunidades vegetales como “bosques tropicales secos” para integrar y uniformar la categorización que, alrededor de la SMO, incluye a la selva baja caducifolia, la selva baja espinosa y la selva mediana subcaducifolia y subperennifolia en la clasificación de uso de suelo y vegetación de INEGI.

Segmentación temporal. Uniformar la nomenclatura de Vegetación Potencial y las Series de INEGI I y VII nos permitió establecer y analizar los tres periodos temporales de colectas de anfibios: El primer periodo abarcó los registros anteriores a 1979 (Vegetación potencial), el segundo periodo de 1980 a 1999 (Serie I) y el tercer periodo de 2000 a 2019 (Serie VII). Esta segmentación temporal fue esencial para capturar las variaciones en la diversidad de especies registradas a lo largo del tiempo, ya que utilizar todos los registros de manera agregada habría imposibilitado identificar los cambios en la composición y riqueza de especies en los distintos tipos de vegetación y uso de suelo.

Estimación de diversidad. Para evaluar la eficiencia de los registros en el área de estudio, calculamos la cobertura de la muestra (Chao y Jost, 2012), lo que permitió validar las comparaciones de diversidad de especies entre distintos usos de suelo y vegetación en cada periodo.

Figura 2. Frecuencia de registros de anfibios por celdas: A y B) Primer periodo (1818-1979 en el mapa de Vegetación Potencial de Rzedowski, C y D) Segundo periodo (1980-1999) en la Serie I, y E y F) Tercer periodo (2000-2019) en la Serie VII del mapa de Usos de suelo y tipos de vegetación (INEGI). *Las equivalencias en la nomenclatura de la vegetación se explican en el texto principal



Posteriormente, estimamos los números de Hill para cada uso de suelo y vegetación, como medida de diversidad. Estos valores representan tres métricas: q_0 , la riqueza de especies; q_1 , el número efectivo de especies comunes; y q_2 , el número efectivo de especies dominantes (Hsieh et al., 2016). Las comparaciones de los números de Hill se realizaron utilizando intervalos de confianza al 95 % y se limitaron a los usos de suelo y tipos de vegetación con inventarios completos ($SC > 0.90$) en los tres periodos de tiempo.

Similitud en la composición de especies. Adicionalmente, para analizar la composición de las comunidades de anfibios entre los distintos usos de suelo y tipos de vegetación, construimos dendrogramas basados en el índice de similitud de Simpson. Este índice evalúa las diferencias en el recambio de especies, sin considerar directamente las variaciones de riqueza y estima valores de 0 (composición idéntica) a 1 (composición totalmente diferente) (Koleff et al., 2003). Solo se incluyeron en los dendrogramas aquellos tipos de vegetación con coberturas de muestreo satisfactorios ($SC > 0.90$) en los diferentes periodos analizados.

Los análisis estadísticos fueron realizados usando los paquetes *iNEXT* (Hsieh et al., 2016) y *vegan* (Oksanen et al., 2016) en el software R Studio 2022.07.2 (R Studio Team, 2020).

Resultados y análisis

Registros de presencia y cobertura de muestreo. En la región de la SMO que abarca los estados de Chihuahua, Durango y Sinaloa, obtuvimos 8,530 registros de presencia de anfibios, aunque solo el 34.3 % de las celdas presentaron registros (Tabla 1). Proporcionalmente, los estados con mayor y menor porcentaje de celdas con registros fueron Sinaloa (57.4 %) y Chihuahua (30.1 %), respectivamente (Figura 1A). La región centro-sur de Sinaloa presentó la mayor cantidad de registros de toda el área de estudio (Figura 2E), probablemente debido a que la infraestructura carretera ha promovido el turismo y el acceso de naturalistas desde la década de 1970 en esta región (Castro y Serrano, 2022; Webb, 1984). En contraste, existe un vacío importante de registros en la SMO al suroeste de Chihuahua, oeste de Durango y el noreste de Sinaloa.

Tabla 1. Número de celdas con y sin registros de anfibios en tres estados que rodean la Sierra Madre Occidental

	Chihuahua	Durango	Sinaloa	Total
Registros*	2976	1659	3895	8530
Celdas sin registros	1410 (69.9 %)	695 (68.4 %)	221 (42.6 %)	2326 (65.7 %)
Celdas con registros	606 (30.1 %)	321 (31.6 %)	288 (57.4 %)	1215 (34.3 %)
Total de celdas	2016	1016	519	3541

*En la Figura 3 se muestran los datos de colectas y observaciones de ciencia ciudadana por separado.

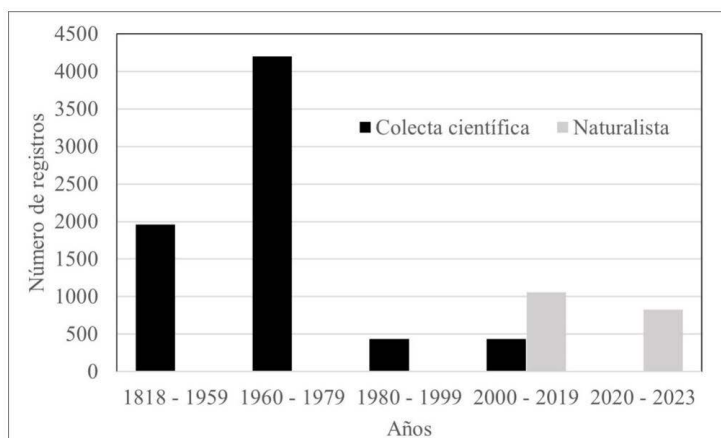
Además de las limitaciones de acceso, la SMO representa un sitio desafiante para el estudio de su biodiversidad, debido a los conflictos sociales dentro de la región (Carpio, 2021; Bye, 1995).

El primer periodo presentó el mayor número de registros provenientes de colectas científicas, abarcando el 47 % de los registros totales desde 1818 hasta 2023. En contraste, en las dos últimas décadas, los registros de ciencia ciudadana superaron los provenientes de colectas científicas (Figura 3). Esta concentración de registros está asociada al gran número de observaciones por el uso de la plataforma de ciencia ciudadana iNaturalistMX (antes Naturalista) (Castro y Serrano, 2022). Recientemente, se ha demostrado que los registros de anfibios provenientes de proyectos de ciencia ciudadana complementan y enriquecen los listados de especies obtenidos a partir de estudios sistematizados de ecología y conservación (Tepos et al., 2022). De acuerdo con la distribución de registros de anfibios en la región, las comunidades de anfibios de los bosques tropicales secos de Sinaloa y Durango han sido históricamente las más estudiadas dentro de la SMO.

Transformación del paisaje y superficie muestreada. La superficie de la mayoría de los tipos de vegetación ha disminuido drásticamente en los últimos años, mientras que los suelos agrícolas y las zonas pobladas han aumentado paulatinamente (Tabla 2). Proporcionalmente, el área muestreada de cada tipo de vegetación ha disminuido entre los tres periodos comparados: del ~35 % en el primer periodo (1818-1979), mapa

de Vegetación Potencial) al ~3 % en el segundo periodo (1980-1999, Serie I) y ~8 % en el tercer periodo (2000-2019, Serie VII, Tabla 2). La drástica disminución en el área muestreada puede estar relacionada con la pérdida de fragmentos de vegetación original, ya que a partir de 1976 y hasta el 2007 se perdieron ~5347 km² de vegetación por año en el país (Rosete et al., 2014). En el contexto regional, la deforestación de los bosques tropicales secos de Sinaloa ha sido significativa, con una reducción de hasta el 50 % de su distribución potencial en décadas recientes (Bonilla y Aide, 2020; SEMARNAT, 2018).

Figura 3. Registros de anfibios por colecta científica y observaciones de ciencia ciudadana en iNaturalistMX alrededor de la Sierra Madre Occidental



Asimismo, la pérdida de hábitat es la principal causa de la disminución de los anfibios a nivel global, con un decremento del 89 % de sus poblaciones en Latinoamérica desde 1970, siendo la transformación del paisaje a cultivos agrícolas la amenaza más grave (WWF, 2024). En concordancia, la mayor parte de los registros de presencia de anfibios en suelos transformados, como cultivos agrícolas, pueden considerarse un artefacto de la temporalidad con la que aglutinamos los registros de presencia. Estos registros pueden corresponder a tipos de vegetación nativa que han sido reemplazados desde la década de 1960 en la región (Hardy y McDiarmid, 1969; SEMARNAT, 2018).

Los patrones de diversidad en suelos antropizados (zonas pobladas) y vegetación con pocas condiciones óptimas (matorrales y pastizales) se relacionan con factores intrínsecos y extrínsecos. Por ejemplo, el incremento de la urbanización aumenta y la probabilidad de registros (Hamer y McDonnell, 2008), junto con plataformas como iNaturalistMX. En contraste, el matorral presenta condiciones áridas poco favorables para la diversidad de anfibios, aunque algunas especies toleran sequías (Shoemaker, 1988). Futuros estudios deberían analizar la tolerancia a perturbación, ya que en áreas urbanizadas o áridas predominan especies generalistas (Pyron, 2018).

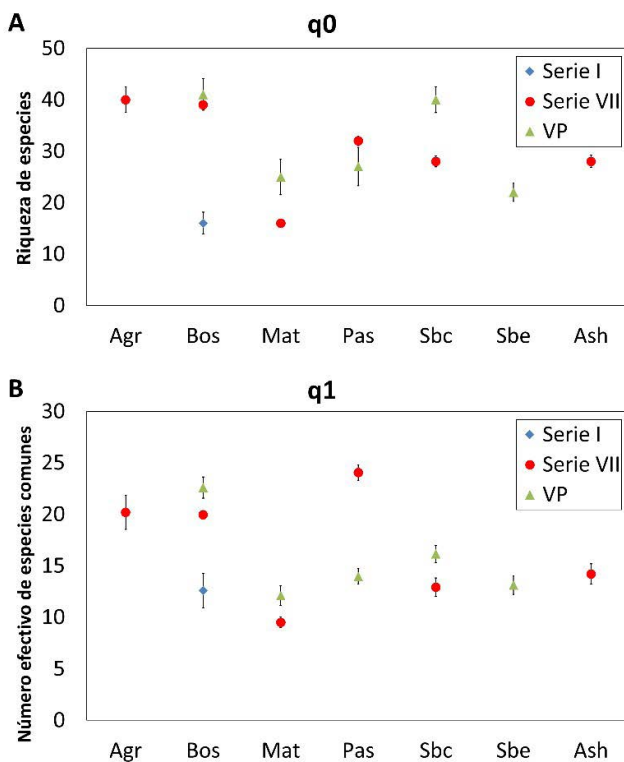
Cobertura de muestreo. Los tipos de vegetación de mayor extensión presentaron una cobertura de muestreo satisfactoria ($SC > 0.90$), excepto en el segundo periodo, donde solo el bosque de coníferas y *Quercus* tuvo un muestreo satisfactorio (Tabla 2). En el primer período, la vegetación acuática y subacuática mostró una baja cobertura de muestreo ($SC < 0.90$), mientras que, en el tercer periodo, el manglar y los bosques tropicales secos (selva baja espinosa y la selva mediana subcaducifolia y subperennifolia) también tuvieron bajas coberturas. Ecosistemas como chaparral y mezquital no presentaron registros de anfibios en el tercer período, al igual que el manglar y la selva mediana en el segundo período (Tabla 2). Probablemente, los tipos de vegetación árida de la SMO (mezquital y chaparral) presentaron inventarios incompletos porque el muestreo de anfibios en estos ecosistemas está limitado a la ocurrencia de lluvias esporádicas (Hernández et al., 2023), recurso indispensable para aquellas especies de anfibios dependientes de cuerpos de agua temporales y permanentes (Wells, 2007). En tanto que la estructura de los manglares y la selva mediana son probablemente hábitats que, por su estructura y ubicación, han sido inaccesibles o submuestreados hasta ahora en la región.

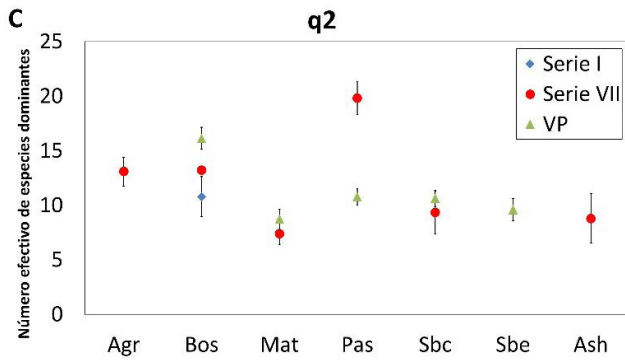
Tabla 2. Frecuencia total de registros de anfibios (U), cobertura de muestreo (SC), área estimada y porcentaje de área muestreada de cada tipo de uso de suelo y vegetación antes de 1979 (mapa de Vegetación Potencial), 1980-1999 (Serie I), y 2000-2019 (Serie VII). *Las equivalencias en la nomenclatura de la Vegetación potencial con los tipos de Uso de suelo y vegetación de INEGI se explican en el texto principal. Agr = suelo agrícola, Ash = Asentamientos humanos; Bos = Bosque de coníferas y Quercus; Cha = Chaparral; Man = Manglar; Mat = Matorral; Mez = Mezquiteal; Pas = Pastizales; Sbc = Selva baja caducifolia; Sbe = Selva baja espinosa; Sms = Selva mediana subcaducifolia y subperenifolia; Vas = Vegetación acuática y subacuática; Zur = Zona urbana

Vegetación Potencial	Serie I				Serie VII							
	U	SC	km ²	% Área	U	SC	km ²	% Área	U	SC	km ²	% Área
-	-	-	-	-	32	0.816	41796.32	4.36	608	0.993	53977.98	8.80
Bos	1607	0.998	128914.15	21.67	88	0.978	116731.63	2.02	285	0.969	96897.89	7.97
Sbe	643	0.998	22595.98	46.83	1	1	811.57	0.46	3	1	316.62	1.35
Sbc	1471	0.998	39667.08	31.66	32	0.816	23743.88	3.26	483	0.983	21199.41	16.48
Mat	462	0.987	127295.28	14.26	35	0.865	102516	0.63	99	0.950	90689.49	3.15
Pas	1001	0.995	106088.57	22.72	55	0.788	66238.62	1.57	163	0.951	58190.81	3.14
Vas	12	0.788	202.31	74.13	0	0	817.05	0	4	0.182	857.08	0.78
-	-	-	-	-	3	0.333	157.66	19.57	236	0.972	2594.52	40.46
-	-	-	-	-	0	0	808.33	0	6	0.583	756.47	5.37
-	-	-	-	-	2	1	1584.3	0.73	0	0	443.61	0
-	-	-	-	-	4	1	3709.16	1.25	0	0	642.05	0

Diversidad taxonómica y pérdida de especies. La riqueza de especies (q_0) de anfibios alrededor de la SMO disminuyó de 1970 al 2019, siendo más notable en el matorral y la selva baja caducifolia. Sin embargo, se detectó un aumento de la riqueza en zonas pobladas (Figura 4A), probablemente debido al incremento de la urbanización. Esto también se ve reflejado en la diversidad de especies comunes (q_1) y especies dominantes (q_2) que han disminuido drásticamente en todos los tipos de uso de suelo y vegetación, excepto en el pastizal (Figura 4B y C). En los pastizales, las comunidades de anfibios pueden ser menos equitativas debido a que pocas especies se ven favorecidas por las condiciones ambientales que generan los espacios abiertos y con una estructura de la vegetación simplificada (Pyron, 2018). La diversidad de anfibios en paisajes transformados (con suelo agrícola y zonas pobladas) presentó valores de riqueza, rareza y dominancia más altos que la vegetación de matorral; sin embargo, la cobertura de muestreo en paisajes transformados solo es satisfactoria en la Serie VII, lo que puede indicar que algunos anfibios en la región son resistentes a las modificaciones ambientales (Pyron, 2018). Finalmente, es posible que el matorral muestre bajos valores de q_0 , q_1 y q_2 en todos los periodos comparados debido a que se ubica principalmente en los desiertos de Chihuahua y Sonora, donde las condiciones áridas son poco favorables para los anfibios (Hernández et al., 2023).

Figura 4. Diversidad de anfibios alrededor de la Sierra Madre Occidental examinado como A) riqueza de especies (q_0), B) número efectivo de especies comunes (q_1) y C) dominantes (q_2), en el primer periodo antes de 1979 en el mapa de Vegetación Potencial, y segundo periodo de 1980 a 1999 en la Serie I y tercer periodo de 2000 a 2019 en la Serie VII del mapa de tipos de Uso de suelo y vegetación. *Las equivalencias en la nomenclatura de la vegetación se explican en el texto principal. Abreviaturas: VP = Vegetación Potencial, Agr = suelo agrícola, Ash = asentamientos humanos, Bos = Bosque de coníferas y Quercus, Mat = Matorral, Pas = Pastizales, Sbc = selva baja caducifolia, Sbe = selva baja espinosa





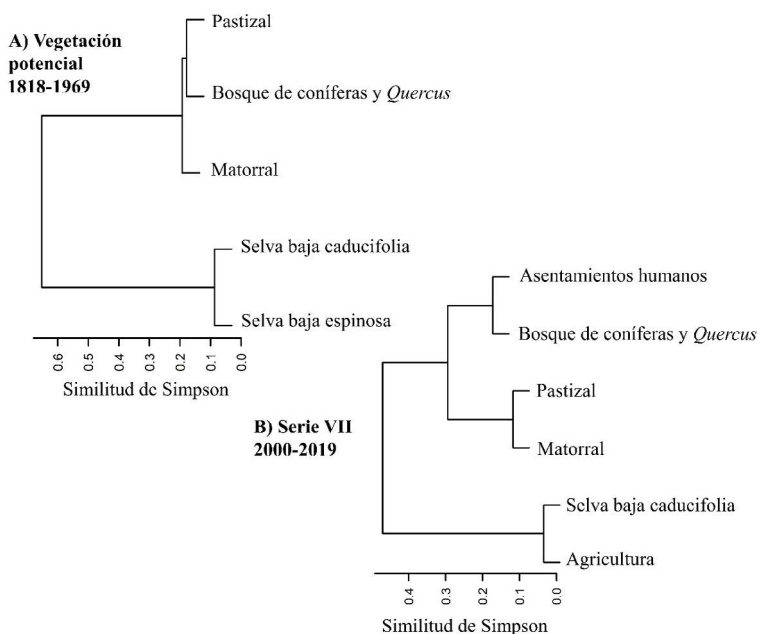
El bosque de coníferas y *Quercus* y la selva baja caducifolia destacaron como los tipos de vegetación con mayor riqueza. En ambos tipos de vegetación, las especies comunes (q1) han disminuido entre el primer y tercer periodo, mientras que las especies dominantes disminuyeron en los bosques de coníferas y *Quercus*, pero en la selva baja caducifolia esta disminución no es significativa. Aunque la selva baja espinosa no es de los tipos de vegetación con mayor riqueza en el primer periodo, su superficie ha prácticamente desaparecido en la región, pues en el tercer periodo solo subsiste el 1.4 % de su superficie (Tabla 2). Esta podría ser la causa de que la cobertura de muestreo no sea satisfactoria y su diversidad de anfibios haya prácticamente desaparecido. En tanto que la selva baja caducifolia se mantiene el 53.4 % de la superficie respecto al primer periodo (Tabla 2). En conjunto, los bosques tropicales secos (selva baja caducifolia y la selva baja espinosa) son los tipos de vegetación con mayor pérdida de superficie y, a la vez, alta diversidad de anfibios en la región (Figura 4), resaltando el efecto de la pérdida de hábitat sobre comunidades de anfibios de afinidad forestal (Cushman, 2006; Vasconcelos y Doro, 2016; Zabala-Forero et al., 2021). De la misma manera, la eliminación de la estructura vegetal en bosques templados reduce presas, refugios y modifica el microclima (Díaz-García et al., 2017; Guariguata y Ostertag, 2001), poniendo en peligro especies forestales (Díaz-García et al., 2017).

Cambios en la composición de especies. Los dendrogramas construidos a partir del Índice de similitud de Simpson (Figura 5) revelaron cambios en la composición de especies de anfibios entre el primer y tercer periodo (1818-1979 y 2000-2019, respectivamente). En el primer periodo, los

tipos de vegetación y usos de suelo se agruparon en dos clústeres principales (Figura 5A). El primer clúster incluyó a los bosques tropicales secos (selva baja caducifolia y selva baja espinosa), que mostraron una alta similitud en la composición de especies. El segundo clúster agrupó al pastizal, matorral y bosque de coníferas y *Quercus*, que también compartieron una composición relativamente homogénea.

En el tercer período, los grupos mostraron una reorganización (Figura 5B). Los bosques tropicales secos (selva baja caducifolia y selva baja espinosa) se agruparon nuevamente, pero ahora también incluyeron al suelo agrícola. Por otro lado, el pastizal, matorral, bosque de coníferas y *Quercus* y las zonas pobladas formaron un nuevo clúster, indicando que las comunidades de anfibios en estas áreas ahora comparten mayor similitud en su composición.

Figura 5. Dendrograma que representa similitud a partir del Índice de Simpson basado en la presencia de anfibios en los distintos usos de suelo y tipos de vegetación correspondientes a A) el primer periodo (Vegetación Potencial) y B) el tercer periodo (Serie VII). *Las equivalencias en la nomenclatura de la vegetación se explican en el texto principal



Es notorio que la transformación del paisaje ha conducido a que las zonas pobladas de Durango y Chihuahua y el suelo agrícola de las planicies de Sinaloa estén asociados a la resiliencia de ciertas especies de anfibios. Sin embargo, algunos autores han sugerido que gran parte del territorio del noroeste ya estaba dominado por suelo de uso agrícola desde antes de la clasificación de las comunidades vegetales en México (Rochin, 1985; Shreve, 1937). Por otra parte, es posible que el suelo de uso agrícola tenga parches de vegetación natural que conserven un porcentaje importante de fauna nativa de anfibios, específicamente de aquellas especies de hábitos generalistas (Bezy et al., 2017; Colín y Pineda, 2023). La similitud de la selva baja caducifolia con el suelo de uso agrícola sugiere que recientemente este tipo de bosque tropical seco está siendo reemplazado por la agricultura intensiva en la Planicie Costera de Sinaloa (Bonilla y Aide, 2020), y que parte de la comunidad de anfibios podría persistir a esta modificación.

Conclusiones

Resaltamos que en la zona analizada más del 65 % del territorio no tiene registros para anfibios, lo que indica la necesidad de muestrear sitios alejados de los centros urbanos, priorizando Sinaloa y sus bosques tropicales secos. A partir de las celdas con registros obtuvimos distintos patrones de diversidad de anfibios que mostraron una variación de las comunidades entre los tipos de uso de suelo y vegetación, y a lo largo de diferentes períodos de tiempo en la SMO. Estos patrones de diversidad estuvieron relacionados con la variabilidad en los esfuerzos de colecta y muestreo en la región y con la pérdida de cobertura vegetal y la ganancia de la antropización de los ambientes. Si bien las actividades humanas como la urbanización y la agricultura han tenido un impacto relevante en el paisaje y pueden estar contribuyendo a la disminución poblacional de anfibios en Sinaloa y la SMO, se necesitan esfuerzos continuos de monitoreo para detectar las especies que han sido favorecidas por la perturbación y, sobre todo, aquellas que han desaparecido y requieren esfuerzos de conservación. Existen áreas poco exploradas como la selva mediana y algunos tipos de vegetación como chaparral y mezquital, además de la zona de manglar en la costa. Lamentablemente, la selva

baja espinosa es el tipo de bosque tropical seco que más superficie y diversidad de anfibios ha perdido; aparentemente, es la vegetación que ha sido mayormente reemplazada por suelo agrícola en Sinaloa. Por lo que se sugiere incrementar los esfuerzos de muestreo en este tipo de ecosistemas, con la finalidad de tener un mayor entendimiento de los patrones actuales de diversidad de anfibios alrededor de la SMO, priorizando Sinaloa como región transicional clave. Nuestro estudio está limitado por la temporalidad espacial de los registros y mapas; no obstante, aportamos información importante para comprender mejor los factores que impulsan los cambios en las poblaciones de anfibios más allá de los límites políticos divisionales de Sinaloa.

Agradecimientos

Agradecemos al Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Universidad Nacional Autónoma de México por compartir los registros de anfibios de su base de datos. HACB: Dedico los esfuerzos de este capítulo de investigación a mi abuela Juana Martínez Ávila† por en vida, apoyarme y motivarme siempre.

Bibliografía

- Bezy, R. L., Rosen, P. C., van Devender, T. R., & Enderson, E. F. (2017). Southern distributional limits of the Sonoran Desert herpetofauna along the mainland coast of northwestern Mexico. *Mesoamerican Herpetology*, 4(1), 138–167.
- Bonilla, M. M., & Aide, T. M. (2020). Beyond deforestation: Land cover transitions in Mexico. *Agricultural Systems*, 178, 102734. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102734>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., et al. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313, 58–61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>

- Bye, R. (1995). Prominence of the Sierra Madre Occidental in the biological diversity of Mexico. En L. H. DeBano, P. H. Ffolliott, R. A. Ortega, G. J. Gottfried, R. H. Hamre, & C. B. Edminster (Eds.), *Biodiversity and management of the Madrean Archipelago: The sky islands of southwestern United States and northwestern Mexico* (pp. 19–27). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Carpio, D. J. L. (2021). Crimen organizado (narcotráfico) y conservación ambiental: El tema pendiente de la seguridad pública en México. *CS*, 33, 237–274. <https://doi.org/10.18046/recs.i33.4076>
- Castro, B. H. A., & Serrano, S. J. M. (2022). La plataforma Naturalista como herramienta de ciencia ciudadana para documentar la diversidad de anfibios en el estado de Sinaloa, México. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 5(1), 156–178. <https://doi.org/10.22201/fc.25942158e.2022.1.372>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Colín, M. J., & Pineda, L. R. (2023). Herpetofauna en un paisaje rural de la Sierra Madre Oriental, San Luis Potosí, México. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 6(2), 136–149. <https://doi.org/10.22201/fc.25942158e.2023.2.387>
- CONABIO. (2023). *Sistema de información geográfica*. Recuperado el 10 de abril de 2023, de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Cordier, J. M., Aguilar, R., Lescano, J. N., Leynaud, G. C., Bonino, A., Miloch, D., et al. (2021). A global assessment of amphibian and reptile responses to land-use changes. *Biological Conservation*, 253, 108863. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108863>
- Cruz, E. R., Ochoa, O. L. M., & Flores, V. O. A. (2022). La importancia de los endemismos de vertebrados en el bosque mesófilo de montaña en México: Una notable diversidad en un ambiente altamente amenazado. *Cuadernos de Biodiversidad*, 63, 30–39. <https://doi.org/10.14198/cdbio.20790>
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>

- Dai, A. (2011). Drought under global warming: A review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 2(1), 45–65. <https://doi.org/10.1002/wcc.81>
- Descroix, L., González, B. J. L., & Estrada, Á. J. (2004). *La Sierra Madre Occidental, una fuente de agua amenazada*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias; Institut de Recherche pour le Développement.
- Díaz, G. J. M., Pineda, E., López, B. F., & Moreno, C. E. (2017). Amphibian species and functional diversity as indicators of restoration success in tropical montane forest. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1372-2>
- Díaz, G. J. M., López, B. F., Pineda, E., Toledo, A. T., & Andresen, E. (2020). Comparing the success of active and passive restoration in a tropical cloud forest landscape: A multi-taxa fauna approach. *PLoS ONE*, 15(11), e0242020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242020>
- Dupin, M. G. V., Espírito-Santo, M. M., Leite, M. E., Silva, J. O., Rocha, A. M., Barbosa, R. S., et al. (2018). Land use policies and deforestation in Brazilian tropical dry forests between 2000 and 2015. *Environmental Research Letters*, 13(3), 035008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaadea>
- Ferguson, G. M., Flesch, A. D., & Van Devender, T. R. (2013). Biogeography and diversity of pines in the Madrean Archipelago. En G. J. Gottfried, P. F. Ffolliott, B. S. Gebow, G. Eskew, & L. C. Collins (Eds.), *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III* (pp. 197–203). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Flores, V. O. A. (1993). Herpetofauna of Mexico: Distribution and endemism. En T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, & J. Fa (Eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distributions* (pp. 253–280). Oxford University Press.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., et al. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

- Frost, D. R. (2023). *Amphibian species of the world*. American Museum of Natural History. Recuperado el 8 de abril de 2023, de <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>
- García, A. (2006). Using ecological niche modeling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation*, 130(1), 25–46. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.030>
- GBIF. (2023a). *GBIF occurrence download*. <https://doi.org/10.15468/dl.xsn9qf>
- GBIF. (2023b). *GBIF occurrence download*. <https://doi.org/10.15468/dl.b38r7h>
- GBIF. (2023c). *GBIF occurrence download*. <https://doi.org/10.15468/dl.mdkk2d>
- Gentry, H. S. (1946). Notes on the vegetation of Sierra Surotato in northern Sinaloa. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 73, 451–462.
- González, E. M. S., González, E. M., Tena, F. J. A., Ruacho, G. L., & López, H. I. L. (2012). Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: Una síntesis. *Acta Botánica Mexicana*, 100, 351–403.
- González, E. M. S., González, E. M., Ruacho, G. L., López, H. I. L., & Tena, F. J. A. (2013). Ecosystems and diversity of the Sierra Madre Occidental. En G. J. Gottfried, P. F. Ffolliott, B. S. Gebow, G. Eskew, & L. C. Collins (Eds.), *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III* (pp. 204–211). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Gual, D. M., & Mayer, G. I. G. (2014). Anfibios en el bosque mesófilo de montaña en México. En D. M. Gual & G. I. G. Mayer (Eds.), *Bosques mesófilos de montaña de México: Diversidad, ecología y manejo* (pp. 249–262). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185–206. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)

- Halfpeter, G. (2017). La zona de transición mexicana y la megadiversidad de México: Del marco histórico a la riqueza actual. *Dugesiana*, 24, 77–89. <https://doi.org/10.32870/dugesiana.v24i2.657>
- Hamer, A. J., & McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanizing world: A review. *Biological Conservation*, 141, 2432–2449. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>
- Hardy, L. M., & McDiarmid, R. W. (1969). The amphibians and reptiles of Sinaloa, Mexico. *University of Kansas Publications*, 18(3), 39–252. <https://doi.org/10.5962/bhl.part.19990>
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>
- Hasnat, G. N. T., & Hossain, M. K. (2020). Global overview of tropical dry forests. En R. Bhadouria, S. Tripathi, P. Srivastava, & P. Singh (Eds.), *Handbook of research on the conservation and restoration of tropical dry forests* (pp. 1–23). IGI Global.
- Hernández, S. U., Cruz, E. R., Ramírez, B. A., Wilson, L. D., Berriozabal, I. C., Johnson, J. D., et al. (2023). Taxonomic and functional diversity of the amphibian and reptile communities of the state of Durango, Mexico. *Community Ecology*, 24, 229–242. <https://doi.org/10.1007/s42974-023-00145-7>
- Heyerdahl, E. K., & Alvarado, E. (2003). Influence of climate and land use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico. En T. T. Veblen, W. L. Baker, G. Montenegro, & T. W. Swetnam (Eds.), *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the Western Americas* (pp. 196–217). Springer.
- Holm, J. A., van Bloem, S. J., Larocque, G. R., & Shugart, H. H. (2017). Shifts in biomass and productivity for a subtropical dry forest in response to simulated elevated hurricane disturbances. *Environmental Research Letters*, 12(12), 025007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa583c>
- Houghton, R. A. (2003). Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 55(2), 378–390. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v55i2.16764>

- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12613>
- INEGI. (2021). *Guías para la interpretación de cartografía. Uso de suelo y vegetación*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 200 pp.
- INEGI. (2023). Elevaciones de México. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>
- Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 367–382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>
- Lemos, E. J. A., & Smith, G. (2024). The distribution, diversity and conservation of the Mexican herpetofauna among its biogeographic provinces. *Journal for Nature Conservation*, 82, 126714. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126714>
- Li, Y., Brando, P. M., Morton, D. C., Lawrence, D. M., Yang, H., & Randerson, J. T. (2022). Deforestation-induced climate change reduces carbon storage in remaining tropical forests. *Nature Communications*, 13, 1964. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29601-0>
- Liu, J. Q., Hull, V., Batistella, M., DeFries, R., Dietz, T., Fu, F., et al. (2013). Framing sustainability in a telecoupled world. *Ecology and Society*, 18(2), 26. <https://doi.org/10.5751/ES-05873-180226>
- Luna, G. M. I., García, A., & Santos, B. G. (2017). Spatial and temporal distribution and microhabitat use of aquatic breeding amphibians (Anura) in a seasonally dry tropical forest in Chamela, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), 1082–1094. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29440>
- McDiarmid, R. W., Copp, J. F., & Breedlove, D. E. (1976). Notes on the herpetofauna of western Mexico: New records from Sinaloa and the Tres Mariás Islands. *Natural History Museum of Los Angeles County, Contributions in Science*, 275, 1–17.
- Miguez, G. A., Castillo, J., Márquez, J., & Goyenechea, I. (2013). Biogeografía de la Zona de Transición Mexicana con base en un análisis de árboles reconciliados. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 215–224. <https://doi.org/10.7550/rmb.32119>

- Miranda, F., & Hernández X., E. (1963). The types of vegetation of Mexico and their classification. *Botanical Sciences*, 28, 29–179. <https://doi.org/10.17129/botsci.108>
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67–88.
- Musaoglu, N., Tanik, A., & Kocabas, V. (2005). Identification of land-cover changes through image processing and associated impacts on water reservoir conditions. *Environmental Management*, 35(2), 220–230. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0270-4>
- Myster, R. W. (2023). *Neotropical gradients and their analysis*. Springer Nature. 468 pp.
- Novo, F. A., Franks, S., Wehenkel, C., López, S. P. M., Molinier, M., & López, S. C. A. (2018). Landsat time series analysis for temperate forest cover change detection in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 230–244. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.015>
- Oksanen, J., Guillaume, B. F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., et al. (2016). *Vegan: Community Ecology Package*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Pyron, R. A. (2018). Global amphibian declines have winners and losers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(15), 3739–3741. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803477115>
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS*. <https://qgis.org>
- Rochin, R. I. (1985). Mexico's agriculture in crisis: A study of its northern states. *Mexican Studies/Estudios Mexicanos*, 1, 255–275.
- Rosete, V. F. A., Pérez, D. J. L., Villalobos, D. M., Navarro, S. E. N., Salinas, C. E., & Remond, N. R. (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*, 20(1), 21–35.
- R Studio Team. (2020). *RStudio*. <http://www.rstudio.com/>
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa. 432 pp.
- SEMARNAT. (2018). *Informe de medio ambiente*. <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html>

- Semper, P. A., Burton, C., Baumann, M., Decarre, J., Gavier, P. G., Gómez, V. B., et al. (2021). How do habitat amount and habitat fragmentation drive time-delayed responses of biodiversity to land-use change? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288, e20202466. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2466>
- Serrano, J. M., Berlanga, R. C. A., y Ruiz, L. A. (2014). High amphibian diversity related to unexpected environmental values in a biogeographic transitional area in north-western Mexico. *Contributions to Zoology*, 83(2): 151-166. DOI: 10.1163/18759866-08302005
- Shoemaker, V. H. (1988). Physiological ecology of amphibians in arid environments. *Journal of Arid Environments*, 14(2), 145–153. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(18\)31084-X](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(18)31084-X)
- Shreve, F. (1937). Lowland vegetation of Sinaloa. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 64, 605–613.
- Sfair, J. C., Bello, F. d., de França, T. Q., Baldauf, C., & Tabarelli, M. (2018). Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. *Environmental Research Letters*, 13(2), 025005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9f5e>
- Suazo, O. I., Benítez, M. J., Marroquín, P. J., Soto, Y., Siliceo, H., & Alvarado, D. J. (2018). Resilience and vulnerability of herpetofaunal functional groups to natural and human disturbances in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 426, 145–157. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.041>
- Swann, D. E., Mau, C. T. M., & Stitt, E. W. (2005). In search of the Madrean Line: Biogeography of the herpetofauna in the Sky Island Region. En G. J. Gottfried, B. S. Gebow, L. G. Eskew, & C. B. Edminster (Eds.), *Connecting mountain islands and desert seas: Biogeography and management of the Madrean Archipelago II* (pp. 149–153). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Tucson, AZ, USA.
- Tejero, D. J. D., Contreras, M. R., Torres, D. A. N., González, E. M. S., Sánchez, G. A., & Luna, V. I. (2023). Diversity of the Pteridoflora of Montane Northwestern Mexico. *Diversity*, 15(3), 324. <https://doi.org/10.3390/d15030324>

- Tepos, R. M., Peralta, R. C. A., García, R. O. R., Salinas, O. A. K., Hernández, R. Á., Cervantes, J. R., et al. (2022). Confirmación y nuevos registros de herpetofauna para Querétaro, México a través de un portal de ciencia ciudadana. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 5(1), 142–150. <https://doi.org/10.22201/fc.25942158e.2022.1.350>
- Vasconcelos, T. S., & Doro, J. L. P. (2016). Assessing how habitat loss restricts the geographic range of Neotropical anurans. *Ecological Research*, 31, 913–921. <https://doi.org/10.1007/s11284-016-1401-8>
- Wake, D. B. (1987). Adaptive radiation of salamanders in Middle American cloud forests. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74(2), 242–264.
- Webb, R. G. (1984). Herpetogeography in the Mazatlan-Durango region of the Sierra Madre Occidental, Mexico. En R. A. Seigel, L. E. Hunt, J. L. Knight, L. Malaret, & N. L. Zuschlag (Eds.), *Vertebrate Ecology and Systematics* (pp. 217–241). University of Kansas, Special Publication, Lawrence, Kansas.
- Wells, K. D. (2007). *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press.
- WWF. (2024). https://wwf.panda.org/wwf_news/?12179466/LPR-2024. Consultado en octubre, 2024.
- Zabala, F. F., & Urbina, C. N. (2021). Respuestas de la diversidad taxonómica y funcional a la transformación del paisaje: Relación de los ensamblajes de anfibios con cambios en el uso y cobertura del suelo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92, e923443. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3443>

Foto. *Cylindropuntia* sp. (choya) y *Stenocereus thurberi* (pitaya) en el mayorral xerófilo del Jitzamuri, Ahome (H. Piña)



Bosques secos y semihúmedos de Sinaloa.

Se terminó de imprimir en diciembre de 2025

en los talleres de Astra Ediciones

Av. Acueducto No. 829

Colonia Santa Margarita, C. P. 45140

Zapopan, Jalisco, México.

33 38 34 82 36

E-mail: edicion@astraeditorial.com.mx

www.astraeditorialshop.com

Impresión digital con interiores en papel bond de 75 g.

El tiraje consta de 300 ejemplares



La investigación biológica realizada en Sinaloa se ha ido acrecentando en los últimos años, resarcido así el rezago científico existente comparativamente con otras entidades del país. Esto se relaciona con una mayor formación de investigadores en distintas instituciones académicas y científicas, y con la incentivación de su actividad a través de sistemas de investigación-acción, financiamiento de proyectos y programas institucionales. Una parte del conocimiento científico generado por investigadores y estudiosos de la biodiversidad de Sinaloa se concentra en el presente libro denominado “Bosques secos y semihúmedos de Sinaloa” editado por la Universidad Autónoma Indígena de México.

Esta obra constituye un ejercicio de vinculación interinstitucional y convergencia, que incluye investigaciones inéditas en comunidades vegetales con diversos enfoques, sean históricos, florísticos, ecológicos o etnobotánicos, así como propuestas de manejo y conservación. No dudamos que los aportes de estos trabajos, servirán como base para la docencia, futuras investigaciones, concientización social y comunitaria, e incluso para la toma de decisiones.



Consulta y descarga

ISBN:979-13-88142-33-8



9 791388 114233 8

