



Disponible en [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)

# Revista Mexicana de Biodiversidad

Revista Mexicana de Biodiversidad 88 (2017) 234–240



[www.ib.unam.mx/revista/](http://www.ib.unam.mx/revista/)

## Conservación

# Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México

## *Herpetofaunal diversity in avocado orchards and in conserved habitats in Michoacán, Mexico*

Jorge Alejandro Marroquín-Páramo, Ileri Suazo-Ortuño, Eduardo Mendoza, Javier Alvarado-Díaz y Héctor Hugo Siliceo-Cantero\*

Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo, Av. San Juanito Itz'cuaro s/n, Col. Nueva Esperanza, 58330 Morelia, Michoacán, México

Recibido el 28 de marzo de 2016; aceptado el 28 de noviembre de 2016

Disponible en Internet el 1 de marzo de 2017

### Resumen

La conversión de los hábitats naturales en monocultivos es un fenómeno que se presenta cada vez con mayor frecuencia, por lo que es necesario el estudio de su impacto sobre la diversidad, por ejemplo, de la herpetofauna. En el presente estudio se realizó un muestreo intensivo de anfibios y reptiles en 3 sitios en huertas de aguacate, 3 en bosque de coníferas (vegetación de la que derivan las huertas de aguacate) y 3 en bosque tropical caducifolio (usado como punto de referencia al estar regionalmente bien representado) en el municipio de Uruapan, Michoacán, México. Los resultados indicaron que la diversidad herpetofaunística en las huertas de aguacate es intermedia al contrastarla contra el bosque de coníferas y el bosque tropical caducifolio, pero solo difiere estadísticamente de este último. También, se encontró un recambio de especies importante entre los 3 hábitats, ya que las huertas de aguacate comparten el 23% de las especies registradas en los bosques de coníferas y el 18% con el bosque tropical caducifolio. Así, las huertas de aguacate se muestran con potencial para conservar diversos elementos herpetofaunísticos, incluyendo algunas especies amenazadas, siempre y cuando sean sistemas poco intensivos, que se encuentren inmersos en bosque original y no presenten uso de agroquímicos.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

**Palabras clave:** Anfibios; Bosque de coníferas; Bosque tropical caducifolio; Conservación; Monocultivo; Reptiles

### Abstract

The transformation of natural habitats to monocultures is a widespread phenomenon. Therefore, it is important to implement studies to evaluate the impact of this phenomenon on biodiversity of different groups, including the herpetofauna. In this study we carried out an intensive survey of amphibians and reptiles in 3 sites in avocado orchards and 3 sites in pine forest (the original vegetation in sites of avocado orchards). Additionally, since it is a widespread vegetation type in the municipality of Uruapan, Michoacán, México, 3 sites of tropical dry forest were surveyed. Our results indicated that the herpetofauna in avocado orchards presented intermediate levels of diversity between pine forests and tropical dry forest. Furthermore, we found a marked species turnover among habitats, since avocado orchards only shared 23% of species with pine forest and 18% with dry tropical forest. Avocado orchards, immersed in a matrix of the original vegetation, with low levels of management and not exposed to agrochemicals showed potential to maintain several herpetofaunistic elements, including threatened species.

© 2017 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

**Keywords:** Amphibians; Coniferous forest; Tropical dry forest; Conservation; Monoculture; Reptiles

\* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: [hehusic@gmail.com](mailto:hehusic@gmail.com) (H.H. Siliceo-Cantero).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

## Introducción

Una alta proporción de los ecosistemas terrestres nativos ha sufrido fuertes modificaciones debido al creciente impacto de las actividades humanas, que al sumarse a su insuficiente protección amenazan con afectar drásticamente la diversidad biológica (Hoekstra, Boucher, Ricketts y Roberts, 2005). Una de las principales causas de la modificación de los ecosistemas nativos es su incorporación a las actividades agropecuarias, entre las que se incluyen modalidades que van desde las que involucran modificaciones ligeras hasta las que implican una transformación radical del hábitat (Frishkoff et al., 2014). Entre estas últimas destaca el establecimiento de monocultivos. Se ha propuesto que la magnitud del efecto que tiene la creación de monocultivos sobre la diversidad de las especies animales depende de su complejidad estructural, pero en general tiende a ser negativo (Davies et al., 2015; Gallina, Mandujano y González-Romero, 1996) e incluso, se ha propuesto que la pérdida o transformación del hábitat es una de las principales causas de la actual extinción masiva de especies animales (Ceballos et al., 2015). Sin embargo, también existen estudios que sugieren que algunos grupos animales pueden presentar una alta resiliencia ante la perturbación del hábitat nativo (Suazo-Ortuño et al., 2015; Villa-Galaviz, Boege y del Val, 2012).

En México, el bosque tropical caducifolio (BTC) y el bosque de coníferas (BC) son claros ejemplos de la acelerada pérdida y/o transformación a la que están sujetos los hábitats nativos (González-Tagle, Schwendenmann, Jiménez y Schulz, 2008; Trejo y Dirzo, 2000), ya que la tasa anual de deforestación del BTC se estima entre el 1.4 y el 2% (Masera, Ordoñez y Dirzo, 1997; Trejo y Dirzo, 2000) y la del BC en el 0.6% (Sáenz-Romero, Snively y Lindig-Cisneros, 2003). En la región subtropical de México, el uso de tierras para el cultivo comercial de aguacate ha cobrado un fuerte auge durante los últimos 15 años, alcanzando una extensión de 175,940 ha (Ayala y Ledesma, 2014; SIAP-Sagarpa, 2016) y ejerciendo una fuerte presión sobre los BC y los bosques ubicados en la franja altitudinal en la que se cultiva el aguacate que va de los 1,300 a los 2,400 m snm.

En este estudio se contrastó la diversidad herpetofaunística entre huertas de aguacate (HA) y BC, que es la vegetación que se remueve para sembrar las huertas, además, se compararon ambos hábitats con el BTC, que junto con el BC es un tipo de vegetación bien representado en la región, lo cual puede servir como un punto de referencia para abordar 4 preguntas específicas: a) ¿Cómo afecta a la diversidad de anfibios y reptiles la transformación de los BC en HA?, b) ¿Cómo es la diversidad de anfibios y reptiles presentes en los monocultivos de aguacate comparada con 2 hábitats naturales cercanos?, c) ¿Qué tan grande es el recambio de especies entre esos 3 hábitats? y d) ¿Es posible identificar especies distintivas en las herpetofaunas de esos 3 hábitats?

## Materiales y métodos

El presente estudio se realizó en el municipio de Uruapan, localizado en el centro occidente del estado de Michoacán. Se

utilizaron cartas topográficas escala 1: 50,000 y de vegetación 1: 250,000 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía para identificar áreas cubiertas con BTC, BC y HA. Se ubicaron 3 sitios para cada tipo de hábitat. En el BTC, los sitios de muestreo fueron: El Salitre (19°16'42" N, 101°58'5" O, a 747 m de altitud), El Travesaño (19°16'50" N, 101°59'0.3" O, a 943 m) y El Salto (19°17'57" N, 101°59'0" O, a 1,047 m). En el BC, los sitios fueron: el Cerro de la Cruz (19°27'5" N, 102°03'3" O, a 2,221 m), Cerro de la Charanda (19°29'29" N, 102°03'47" O, a 1,969 m) y el centro de investigación forestal en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio (19°25'20" N, 102°05'6.3" O, a 1,830 m). Finalmente, muestreamos las HA: la Tiamba (19°29'12" N, 102°01'52" O, a 2,051 m), Toreo el Bajo (19°26'55" N, 102°00'59" O, a 1,797 m) y Santa Rosa (19°22'9" N, 102°05'6" O, a 1,647 m). Cabe mencionar que ninguna huerta presentó manejo por pesticidas.

Se realizaron los muestreos cada 45 días, entre noviembre de 2009 y noviembre de 2010, completando 8 visitas a cada uno de los sitios mencionados previamente; un muestreo por la mañana y otro por la noche en cada sitio durante cada visita, llevando a cabo una búsqueda intensiva de anfibios y reptiles por 5 personas. Se muestreó cada sitio en 4 ocasiones a lo largo del año, el esfuerzo de muestreo fue de 10 h/persona por sitio y sesión de muestreo, resultando en 40 h/persona por sitio al final del estudio. Así, para cada hábitat se acumularon 120 h/persona y en total 360 h/persona. Este esfuerzo de muestreo es comparable con el realizado en otros estudios similares (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2008; Suazo-Ortuño et al., 2015; Urbina-Cardona, 2008).

Se recolectaron los anfibios directamente con la mano o con la ayuda de una red; las lagartijas a mano, utilizando cañas de pescar, lazada, o con una liga herpetológica que permite aturdir al animal para facilitar su captura. Las tortugas a mano o con la ayuda de una red. Las serpientes no venenosas directamente con la mano y las venenosas con la ayuda de un gancho herpetológico. Identificamos cada individuo capturado *in situ* utilizando guías de campo (Alvarado y Huacuz, 1996; Castro-Franco y Bustos-Zagal, 2006; García y Ceballos, 1994; Vázquez y Quintero, 2005). Los ejemplares que no fue posible identificar en campo se transportaron al laboratorio para ser identificados, utilizando para ello guías taxonómicas (Casas-Andreu y McCoy, 1979; Duellman, 1961, 2001; Flores-Villela, Mendoza y González, 1995; Huacuz, 1995; Ramírez-Bautista, 1994; Smith y Taylor, 1945, 1948, 1950). De cada una de las especies encontradas se recolectó un individuo voucher, el cual se fijó usando las técnicas descritas por Casas-Andreu, Valenzuela-López y Ramírez-Bautista (1991), Gaviño, Juárez y Figueroa (1995) y Savage (2002). Los vouchers se depositaron en la colección herpetológica del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales. Para la colecta se contó con el permiso FAUT-0113. Finalmente, para actualizar la taxonomía de las especies se usaron los trabajos de Flores-Villela y Canseco-Márquez (2004) y Faivovich et al. (2005).

El índice Shannon-Wiener se usó para medir la diversidad herpetológica en cada hábitat y se obtuvo el índice de completitud del muestreo mediante el cálculo del porcentaje que el número de especies registradas representa de la riqueza de

especies estimadas (Soberón y Llorente, 1993). La distribución de los datos de diversidad no difirió de la normal (K-S test,  $p > 0.05$ ), por lo que se usó un Andeva para comparar la diversidad herpetofaunística entre los distintos hábitats. Posteriormente, se realizó una prueba de Tukey HSD para identificar cuáles de estos hábitats fueron diferentes entre sí, usando para ello el software Statistica 7.0 (Statistica, 2005). De manera complementaria, se calcularon las curvas de acumulación de especies para cada uno de los diferentes hábitats, utilizando para ello el software EstimateS Win 8.0 (Colwell, 2005). Para los análisis se usaron las especies de anfibios y reptiles en conjunto.

Para analizar la relación entre los sitios, con base en su composición y abundancia de especies, se aplicaron técnicas de conglomerados que posteriormente se representaron mediante un dendrograma. Se utilizó como medida de distancia entre sitios el inverso del índice de similitud de Bray-Curtis; también la técnica de correlación cofenética para definir el algoritmo que mejor representara las distancias originales en el espacio multivariado. Se seleccionó el árbol producto del método de la media aritmética, UPGMA por sus siglas en inglés (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean). Para evaluar en qué medida las diferencias en el número y composición de especies dentro y entre hábitats contribuyeron a la riqueza de especies global ( $\gamma$ ), se aplicó un análisis de partición aditiva de la diversidad (Crist, Veech, Gering y Summerville, 2003). Se usó el programa Partition 3.0 para calcular la diversidad  $\alpha$  en cada sitio dentro de cada hábitat y para calcular la diversidad  $\beta$  entre sitios dentro de cada hábitat ( $\beta_1$ ) y entre hábitats ( $\beta_2$ ) (Veech y Crist, 2009).

Finalmente, se calculó el índice IndVal propuesto por Dufrière y Legendre (1997) para analizar si existían especies representativas de los distintos hábitats evaluados. Este índice combina información sobre la abundancia promedio de las especies y su presencia dentro de grupos determinados (en este caso los distintos tipos de hábitat). Una especie alcanza un valor alto del índice cuando tiene una abundancia promedio alta dentro de un tipo de hábitat en particular, comparado con la de otras especies (especificidad) y está presente en la mayoría de los sitios pertenecientes a ese tipo de hábitat (fidelidad). Se aplicó el programa R (R Core Team, 2012) y el paquete labdsv para calcular los valores del índice IndVal y se siguió el enfoque propuesto por Borcard, Gillet y Legendre (2011) para evaluar su significación estadística (i.e., la probabilidad de obtener por azar un valor del índice de la magnitud del obtenido) usando pruebas de permutación.

## Resultados

Se registró un total de 46 especies, de las cuales 13 correspondieron a anfibios (28.3%), 16 a lagartijas (34.8%), 16 a serpientes (34.8%) y solo una tortuga (2.2%) (tabla 1). De un total de 205 individuos capturados, un 26.3% fueron anfibios, un 60.9% lagartijas, un 11.2% serpientes y un 1.4% tortugas. En cuanto a los hábitats, el BTC presentó el mayor porcentaje de especies (51.9%), seguido por las HA (34.6%) y el BC (13.4%). El índice de completitud del muestreo para el BC fue del 79%, para el BTC del 84% y para las HA del 81%. Por otra parte, las curvas de acumulación de especies de cada hábitat no se acercaron a

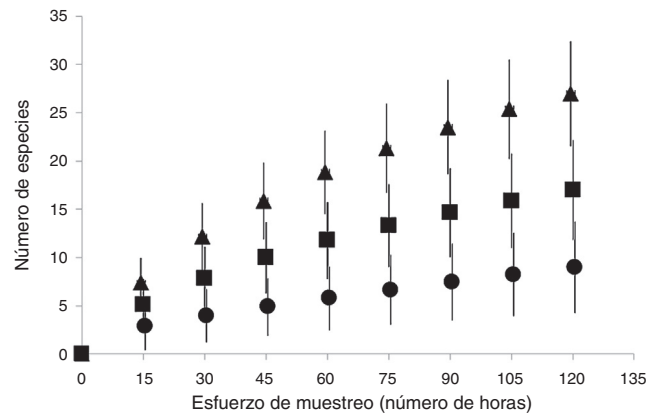


Figura 1. Curvas de acumulación de las especies de herpetofauna para el bosque de coníferas (círculos), la huerta de aguacate (cuadrados) y bosque tropical caducifolio (triángulos). Las barras representan el intervalo de confianza del 95%.

la asíntota, indicando que el inventario está incompleto (fig. 1). De los 3 hábitats, el BTC presentó mayor riqueza de especies, seguido por las HA y el BC.

De acuerdo con los valores del índice Shannon-Wiener, los hábitats BTC ( $H' = 2.47$ ) y HA ( $H' = 1.50$ ) fueron más diversos que el BC ( $H' = 0.92$ ). Asimismo, el Andeva indicó la existencia de diferencias estadísticas entre los 3 hábitats ( $F = 14.7$ ,  $gl = 2$ ,  $p < 0.001$ ), siendo el BTC más diverso que las HA (Tukey's  $p = 0.02$ ) y que el BC (Tukey's  $p < 0.001$ ), pero estos últimos no difirieron entre sí (Tukey's  $p = 0.06$ ). La especie *Anolis nebulosus* tuvo mayor abundancia en los 3 hábitats. Las especies que presentaron mayor abundancia después de *A. nebulosus*, difirieron entre los hábitats. En el caso del BC las especies más abundantes fueron la rana *Craugastor occidentalis*, la lagartija *Sceloporus torquatus* y la serpiente *Conopsis biserialis*. En HA fueron las lagartijas *Plestiodon dugesi*, *S. torquatus*, y *Sceloporus scalaris*, las serpientes *Salvadora bairdi* y *Lampropeltis triangulum*, y la rana *Hyla arenicolor*. En BTC se registró una mayor equitatividad en la distribución de las abundancias de las especies; las más abundantes fueron las lagartijas *Sceloporus utiformis*, *Phyllodactylus lanei* y *Sceloporus pyrocephalus*, las serpientes *Leptodeira maculata* y *Senticolis triapsis*, y los anuros *Eleutherodactylus nitidus*, *Rhinella marina*, *Exerodonta smaragdina*, *H. arenicolor*, *Lithobates forreri*, *Tlalcohyala smithii*, *Leptodactylus melanonotus*, *Lithobates zweifeli* y *Smilisca baudinii* (fig. 2). En el BTC se registraron 22 especies exclusivas de ese hábitat, en HA 8 especies y en BC solo 4.

Con base en la composición y abundancia de las especies, se distinguen 2 conglomerados principales de sitios (a y b; fig. 3). En el conglomerado «a» se agruparon los 3 sitios de BTC (fig. 3). El conglomerado «b» se dividió a su vez en 2 conglomerados menores (c y d) (fig. 3). El conglomerado «c» agrupó 2 sitios de BC (e) y 2 de HA (f), mientras que el conglomerado «d» agrupó un sitio de HA y uno de BC (fig. 3).

Se detectaron 3 especies que pueden ser consideradas distintivas del hábitat de acuerdo con los valores del índice IndVal, 2 en el BTC (*E. nitidus* y *P. lanei*) y una (*P. dugesi*) en los sitios de HA. En los 3 casos la probabilidad de obtener por azar los valores del IndVal observados fue  $\leq 0.039$ .

Tabla 1

Listado de especies registradas en el bosque tropical caducifolio, bosque de coníferas y huertas de aguacate en el municipio de Uruapan, Michoacán.

Familia	Sitio y número de individuos	Especie	
Clase: Amphibia			
Orden: Anura			
Bufonidae	BTC (1)	<i>Incilius occidentalis</i> (Camerano, 1879) E+	
	BTC (6)	<i>Rhinella marina</i> (Linnaeus, 1758)	
Craugastoridae	HA (1)	<i>Craugastor hobartsmithi</i> (Taylor, 1936) E+	
	BC (4), HA (1)	<i>Craugastor occidentalis</i> (Taylor, 1941) E+, SP (Suazo-Ortuño et al., 2008)	
	BTC (6)	<i>Eleutherodactylus nitidus</i> (Peters, 1870) E+, SP (Suazo-Ortuño et al., 2008)	
Hylidae	BTC (5)	<i>Exerodonta smaragdina</i> (Taylor, 1940) E*+, SP (Ramírez-Bautista y Hernández-Ibarra, 2004)	
	BTC (5), HA (6)	<i>Hyla arenicolor</i> (Cope, 1866) +	
	BC ■	<i>Hyla eximia</i> (Baird, 1854) E+	
	BTC (2)	<i>Smilisca baudinii</i> (Duméril y Bibron, 1841)	
	BTC (5)	<i>Tlalocohyla smithii</i> (Boulenger, 1902) E+, SP (Santos-Barrera y Canseco-Márquez, 2004)	
Leptodactylidae	BTC (4)	<i>Leptodactylus melanonotus</i> (Hallowell, 1861) +	
Ranidae	BTC (5)	<i>Lithobates forreri</i> (Boulenger, 1883) *	
	BTC (4)	<i>Lithobates zweifeli</i> (Hillis, Frost y Webb, 1984) E+, SP (Santos-Barrera y Flores-Villela, 2004)	
Clase: Reptilia			
Orden: Testudines			
Kinosternidae	BTC (2) HA (1)	<i>Kinosternon integrum</i> (Le Conte, 1854) E*, SP (Arriaga et al., 2000)	
Orden: Squamata			
Colubridae	BC (1)	<i>Conopsis biserialis</i> (Taylor y Smith, 1942) E	
	BTC (1)	<i>Drymobius margaritiferus</i> (Schlegel, 1837)	
	HA (1)	<i>Geophis petersii</i> (Boulenger, 1894) E*, SP (Ponce-Campos y Flores-Villela, 2007)	
	BC (1)	<i>Geophis tarasca</i> (Boulenger, 1894) E*+	
	BTC (1)	<i>Imantodes gemmistratus</i> (Cope, 1860) *	
	HA (2)	<i>Lampropeltis triangulum</i> (Lacépède, 1789) *	
	BTC (3)	<i>Leptodeira maculata</i> (Hallowell, 1861) E*+	
	BTC (1)	<i>Leptodeira splendida</i> (Günther, 1895) E+, SP (Frost, 2007)	
	HA (1)	<i>Pituophis deppei</i> (Duméril, 1853) E*+	
	BC (1), HA (3)	<i>Salvadora bairdi</i> (Jan, 1860) E*+, SP (Canseco-Márquez, Mendoza-Quijano, Quintero-Díaz y Vázquez-Díaz, 2007)	
	BTC (2)	<i>Senticolis triaspis</i> (Cope, 1866)	
	HA (1)	<i>Storeria storerioides</i> (Cope, 1865) E+	
	HA (1)	<i>Thamnophis cyrtopsis</i> (Kennicott, 1860) *+	
	BTC (1)	<i>Tantilla calamarina</i> (Cope, 1866) E*+	
	Elapidae	HA (1)	<i>Micrurus tener</i> (Baird y Girard, 1853) +
	Viperidae	BC (1)	<i>Crotalus pusillus</i> (Klauber, 1952) E*+, SP (Ponce-Campos y García, 2007)
	Gekkonidae	BTC (7)	<i>Phyllodactylus lanei</i> (Smith, 1935) E+
Iguanidae	BTC (1)	<i>Ctenosaura pectinata</i> (Wiegmann, 1834) E*	
	HA (1)	<i>Sceloporus aeneus</i> (Wiegmann, 1828) E+	
	BTC (1)	<i>Sceloporus gadoviae</i> (Boulenger, 1905) E+	
	BC (1)	<i>Sceloporus grammicus</i> (Wiegmann, 1828) E*	
	BTC (1), HA (1)	<i>Sceloporus horridus</i> (Wiegmann, 1834) E+	
	BTC (1)	<i>Sceloporus melanorhinus</i> (Bucourt, 1876) +	
	BTC (2)	<i>Sceloporus pyrocephalus</i> (Cope, 1864) E+	
	HA (3)	<i>Sceloporus scalaris</i> (Wiegmann, 1828) E+	
	BC (2), HA (7)	<i>Sceloporus torquatus</i> (Wiegmann, 1828) E+	
	BTC (9)	<i>Sceloporus utiformis</i> (Cope, 1864) E+	
	BTC (1), HA (1)	<i>Urosaurus bicarinatus</i> (Duméril, 1856) E+	
	Dactyloidae	BTC (13), BC (19), HA (41)	<i>Anolis nebulosus</i> (Wiegmann, 1834) E+
	Scincidae	HA (12)	<i>Plestiodon dugesii</i> (Thomiot, 1883) E*+, SP (Flores-Villela y Santos-Barrera, 2007)
BTC (1)		<i>Mesoscincus altamirani</i> (Dugès, 1891) E+	
Teiidae	BTC ■	<i>Aspidoscelis communis</i> (Cope, 1878) E*+	

BC: bosque de coníferas; BTC: bosque tropical caducifolio; E: especies endémicas de México; HA: huerta de aguacate; SP: especies consideradas sensibles a la perturbación; \*: especie bajo alguna categoría de riesgo en la NOM-059-2010; +: especie bajo alguna categoría de riesgo en la International Union for Conservation of Nature; ■: registros fuera del muestreo.

Finalmente, los resultados sugieren que el mayor aporte a la riqueza total de las especies de la herpetofauna provino del recambio de especies entre tipos de hábitat ( $\beta_2$ ), mientras que la diversidad  $\alpha_1$  (sitios) y  $\beta_1$  (recambio entre sitios) aportaron poco a dicha riqueza.

## Discusión

Los resultados indican que las HA presentan una diversidad similar a los bosques de los cuales se derivan (BC). Esto contrasta con los resultados de estudios donde se indica que

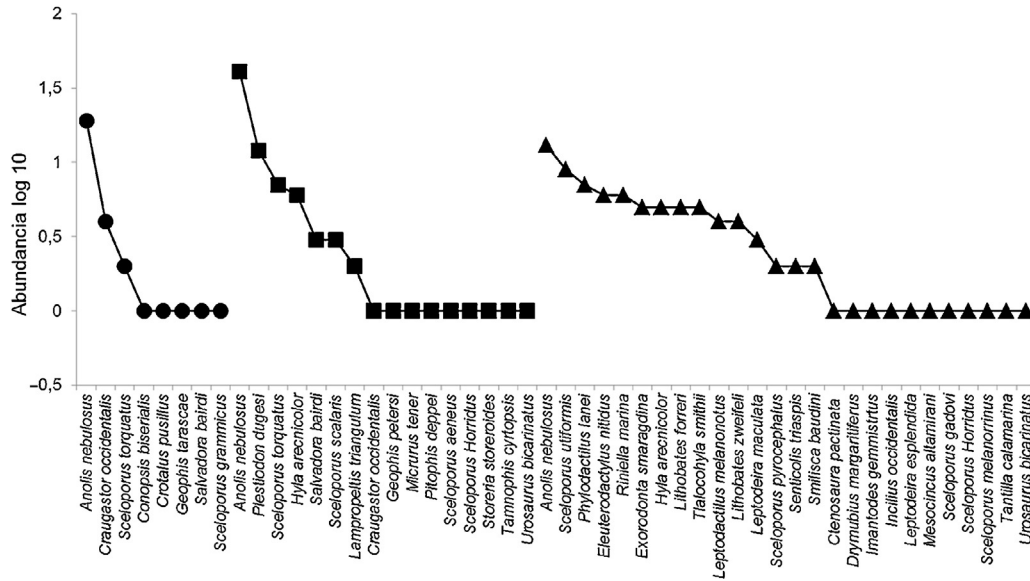


Figura 2. Gráfica de rango y abundancia de la herpetofauna de los 3 principales hábitats del municipio de Uruapan. Bosque de coníferas, círculos; huertas de aguacate, cuadros; bosque tropical caducifolio, triángulos.

los monocultivos afectan negativamente la diversidad de la herpetofauna (Brain y Solomon, 2009; Kanowski, Reis, Catterall y Piper, 2006). Este resultado puede estar asociado con el hecho de que las HA del presente estudio tienen la particularidad de encontrarse inmersas en BCs y estar cercanas al BTC. Consecuentemente, en términos de composición de especies encontramos que las HA comparten el 23.5% de las especies registradas en el BC y el 18% de las registradas en el BTC, mientras que el BC solo comparte el 3.6% de las especies registradas en el BTC. Esto sugiere que hay una influencia a nivel local del BC y a nivel regional del BTC sobre la comunidad de especies encontrada en las HA. A nivel local, algunos estudios indican que en las zonas de encuentro entre distintos hábitats (efecto de borde) se puede favorecer el intercambio de especies, esto se ha observado en algunos grupos animales como insectos herbívoros (Holland y Fahrig, 2000) y pequeños mamíferos

(Sekgororoane y Dilworth, 1995). A nivel regional, la matriz de vegetación circundante al sitio de estudio, que en este caso incluye al BTC cercano a las HA, puede influir en su diversidad y en su composición herpetofaunística (Suazo-Ortuño, Alvarado-Díaz y Martínez-Ramos, 2008; Suazo-Ortuño et al., 2015).

Las especies que comparten las HA con el BTC (tabla 1) han sido registradas también en otros BC (Castro-Franco y Bustos-Zagal, 2003; Dixon y Lemos-Espinal, 2010; Ramírez-Bautista, Hernández-Salinas, García-Vázquez, Leyte-Manrique y Canseco-Márquez, 2009). Dado que las curvas de acumulación de especies no alcanzaron la asíntota, existe la posibilidad de que estas especies también se encuentren en los sitios de BC estudiados pero con una baja abundancia. En este caso, la transformación del BC en HA estaría generando un recambio importante de especies, posiblemente perjudicando a las que

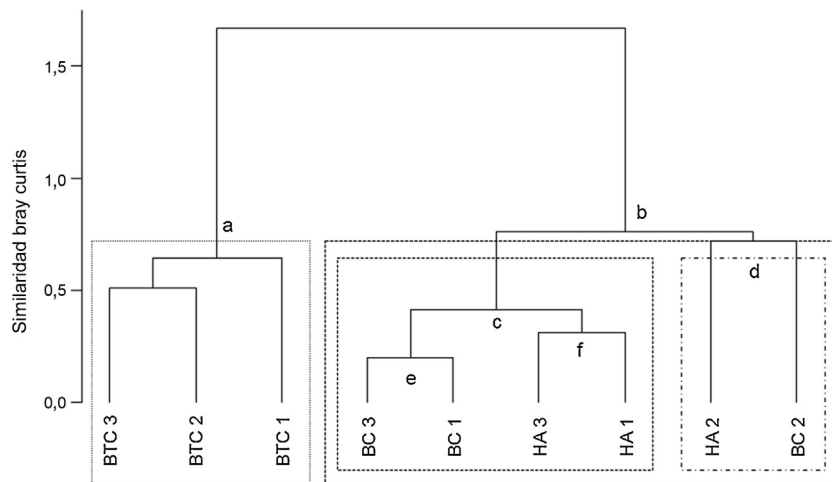


Figura 3. Dendrograma de similitud Bray Curtis para la composición de especies de anfibios y reptiles entre 3 sitios dominados por bosque tropical caducifolio (BTC), 3 dominados por bosque de coníferas (BC) y 3 dominados por huertas de aguacate (HA), en el municipio de Uruapan.

fueron registradas solo en el BC, de las cuales, algunas se encuentran amenazadas o bajo alguna categoría de protección en la norma oficial mexicana (NOM-059) o en la IUCN (tabla 1). A su vez, este recambio pudiera estar favoreciendo a otras especies, como las que se comparten entre las HA y el BTC de nuestro estudio (tabla 1), o especies distintivas de las HA como *P. dugesi* que podrían, entre otras cosas, estar aprovechando los espacios abiertos que se generan con la perturbación para realizar actividades de termorregulación y forrajeo (Wisler, Hofer y Arlettaz, 2008).

Otra particularidad de las HA del presente estudio es que no se encontraban bajo tratamiento con pesticidas que se sabe pueden afectar la disponibilidad de recursos alimenticios (artrópodos) para anfibios y reptiles (Brain y Solomon, 2009). Por otra parte, un grupo que parece ser particularmente vulnerable a los cambios asociados con el establecimiento de las HA fue el de las serpientes, esto probablemente a que son eliminadas durante el manejo de las mismas debido al temor de la gente a su mordedura (Das, 2013; Rahman, Rashid, Das y Luselli, 2013). Durante el presente estudio, algunos trabajadores de las HA expresaron que las serpientes observadas son comúnmente sacrificadas.

Contestando a las preguntas que llevaron a realizar el presente trabajo, los resultados sugieren que los monocultivos de aguacate pueden ser capaces de mantener una diversidad biológica relativamente alta cuando se les compara con los hábitats naturales de los cuales se derivan e incluso cuando se les compara con otros hábitats naturales aledaños como el BTC.

De las 46 especies registradas en este trabajo, un 74% son endémicas y un 37% se encuentran en la lista mexicana de especies amenazadas NOM-059-2010 (Semarnat, 2010). Además, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, la serpiente *Crotalus pusillus* está considerada en peligro B1ab(iii) y la lagartija *P. dugessi* como vulnerable B1ab(iii), la primera registrada únicamente en el BC y la segunda en las HA. Asimismo, se registraron 4 especies consideradas sensibles a la perturbación en el BC, 5 en el BTC y 2 en las HA (tabla 1).

En resumen, los resultados indican que bajo ciertas circunstancias es compatible realizar actividades productivas y mantener niveles altos de diversidad biológica, tal es el caso de las HA estudiadas. En este caso, se muestra que los sistemas productivos con un bajo uso de pesticidas e inmersos en una matriz de vegetación con una buena representación de hábitats naturales a nivel local y regional (en nuestro caso el BTC y BC) pueden albergar un alto porcentaje de especies endémicas y un alto porcentaje de especies protegidas, en cuanto a la herpetofauna se refiere. Sin embargo, es importante mencionar que la transformación de los hábitats a monocultivos como las HA podría afectar a otros grupos animales como mamíferos y aves (Ceballos et al., 2015; Frishkoff et al., 2014).

## Agradecimientos

Este estudio forma parte del proyecto «La biodiversidad y su resiliencia en paisajes modificados por actividades humanas» de la Red Temática Conservación de la Biodiversidad en Ambientes Antropizados Prodep-SEP. Los resultados del presente estudio

son parte de la tesis de licenciatura del autor principal, bajo la dirección de la Dra. Ireri Suazo-Ortuño. Agradecemos el apoyo de la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

## Referencias

- Alvarado, D. J. y Huacuz, E. D. (1996). *Guía ilustrada de los anfibios y reptiles más comunes de la Reserva de Colola-Marua en la costa Michoacana, México*. Morelia: UMNSH.
- Arriaga, L., Aguilar, V. y Alcocer, J. (2000). *Agua continental y diversidad biológica de México*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ayala, T. y Ledesma, N. (2014). *Avocado history, biodiversity and production*. En D. Nandwani (Ed.), *Sustainable horticultural systems* (pp. 157–205). Cham, Switzerland: Springer International Publishing Switzerland.
- Borcard, D., Gillet, F. y Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R. Use R!*. New York: Series, Springer.
- Brain, R. A. y Solomon, K. R. (2009). Comparison of the hazards posed to amphibians by the glyphosate spray control program versus the chemical and physical activities of coca production in Colombia. *Journal of Toxicology and Environment Health*, 72, 937–948.
- Canseco-Márquez, L., Mendoza-Quijano, F., Quintero-Díaz, G. y Vázquez-Díaz, J. (2007). *Salvadora bairdi*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. Recuperado el 22 enero 2016, de: <http://www.iucnredlist.org/details/63910/0>.
- Carvajal-Cogollo, J. E. y Urbina-Cardona, J. N. (2008). Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba. *Colombia. Tropical Conservation Science*, 1, 397–416.
- Casas-Andreu, G. y McCoy, C. J. (1979). *Anfibios y reptiles de México*. México D.F.: Limusa.
- Casas-Andreu, G., Valenzuela-López, G. y Ramírez-Bautista, A. (1991). *Cómo hacer una colección de anfibios y reptiles*. México D.F.: Instituto de Biología, UNAM.
- Castro-Franco, R. y Bustos-Zagal, M. G. (2003). Lagartijas de Morelos, México: distribución, hábitat y conservación. *Acta Zoológica Mexicana*, 88, 123–142.
- Castro-Franco, R. y Bustos-Zagal, M. G. (2006). *Herpetofauna de las Áreas Naturales Protegidas corredor biológico Chichinautzin y la Sierra de Huautla, Morelos, México*. México D.F.: Conabio.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M. y Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Environmental Sciences*, 1, e1400253.
- Colwell, R.K. (2005). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application. Recuperado el 25 enero 2016, de: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Crist, T. O., Veech, J. A., Gering, J. C. y Summerville, K. S. (2003). Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversity. *The American Naturalist*, 162, 734–743.
- Das, C. S. (2013). Declining snake population - why and how: a case study in the mangrove swamps of Sundarban, India. *European Journal of Wildlife Research*, 59, 227–235.
- Davies, T. E., Clarke, R. H., Ewen, J. G., Fazey, L. R. A., Pettorelli, N. y Cresswell, W. (2015). The effects of land-use change on the endemic avifauna of Makira, Solomon Islands: endemics avoid monoculture. *Emu*, 115, 199–213.
- Dixon, J. R. y Lemos-Espinal, J. A. (2010). *Anfibios y reptiles del estado de Querétaro, México*. Ciudad de México: Texas A & M University, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Duellman, W. (1961). *The amphibians and reptiles of Michoacán, Mexico*. Kansas: University of Kansas Publications.
- Duellman, W. E. (2001). *Hylid frogs of Middle America*. Nueva York: Texas Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Contributions to Herpetology. Núm. 18.
- Dufrêne, M. y Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345–366.

- Faivovich, J., Haddad, C. F. B., García, P. C. A., Frost, D. R., Campbell, J. A. y Wheeler, W. C. (2005). *Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision*. Nueva York: American Museum of Natural History.
- Flores-Villela, O. y Canseco-Márquez, L. (2004). Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoologica Mexicana*, 20, 114–115.
- Flores-Villela, O., Mendoza, F. Q. y González, G. P. (1995). *Recopilación de las claves para la determinación de anfibios y reptiles de México*. México D.F.: Publicaciones especiales del Museo de Zoología.
- Flores-Villela, O. y Santos-Barrera, G. (2007). *Plestiodon dugesii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. Recuperado 22 enero 2016, de: <http://www.iucnredlist.org/details/64225/0>.
- Frishkoff, L. O., Karp, D. S., M'Gonigle, L. K., Mendenhall, C. D., Zook, J., Kremen, C., et al. (2014). Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science*, 345, 1343–1346.
- Frost, D.R. (2007). *Leptodeira splendida*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. Recuperado 22 enero 2016, de: <http://www.iucnredlist.org/details/63839/0>.
- Gallina, S., Mandujano, S. y González-Romero, A. (1996). Conservation of mammalian biodiversity in coffee plantations of Central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 33, 13–27.
- García, A. y Ceballos, G. (1994). *Guía de campo de los reptiles y anfibios de la costa de Jalisco, México*. México D.F.: UNAM.
- Gaviño, G., Juárez, C. y Figueroa, H. H. (1995). *Técnicas biológicas selectas de laboratorio y de campo*. México D.F.: Limusa.
- González-Tagle, M. A., Schwendenmann, L., Jiménez, J. y Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256, 161–167.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H. y Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8, 23–29.
- Holland, J. y Fahrig, L. (2000). Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78, 115–122.
- Huacuz, E. D. (1995). *Serpientes del estado de Michoacán* Tesis de Maestría. México, D.F.: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Kanowski, J. J., Reis, T. M., Catterall, C. P. y Piper, S. D. (2006). Factors affecting the use of reforested sites by reptiles in cleared rainforest landscapes in tropical and subtropical Australia. *Ecology*, 14, 67–76.
- Masera, O. R., Ordoñez, M. J. y Dirzo, R. (1997). Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, 35, 265–295.
- Ponce-Campos, P. y García, A. (2007). *Crotalus pusillus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007. Recuperado 22 enero 2016, de: <http://www.iucnredlist.org/details/64329/0>.
- Ponce-Campos, P. y Flores-Villela, O. (2007). *Geophis petersii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. Recuperado 22 enero 2016, de: <http://www.iucnredlist.org/details/63809/0>.
- R Development Core Team version 2.14.0. (2012). R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. Recuperado el 31 octubre 2016 de: <http://www.R-project.org>.
- Rahman, S. C., Rashid, A. M. A., Das, K. y Luselli, L. (2013). Composition and structure of a snake assemblage in an altered tropical forest-plantation mosaic in Bangladesh. *Amphibia-Reptilia*, 34, 41–50.
- Ramírez-Bautista, A. (1994). *Manual y claves ilustradas de los anfibios y reptiles de la región de Chamela, Jalisco, México*. México D.F.: Instituto de Biología, UNAM.
- Ramírez-Bautista, A. y Hernández-Ibarra, X. (2004). Ficha técnica de Exerodonta smaragdina. En M. C. Arizmendi (Ed.), *Sistemática e historia natural de algunos anfibios y reptiles de México*. Ciudad de México: Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos (UBIPRO), Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO.
- Ramírez-Bautista, A., Hernández-Salinas, U., García-Vázquez, U. O., Leyte-Manrique, A. y Canseco-Márquez, L. (2009). *Herpetofauna del Valle de México: diversidad y conservación*. México, D.F.: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sáenz-Romero, C., Snively, A. y Lindig-Cisneros, R. (2003). Conservation and restoration of pine forest genetic resources in México. *Silvae Genetica*, 52, 233–237.
- Santos-Barrera, G. y Canseco-Márquez, L. (2004). *Tlalocohyla smithii*. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. Recuperado 22 enero 2016, de: <http://www.iucnredlist.org/details/55660/0>.
- Santos-Barrera, G. y Flores-Villela, O. (2004). *Lithobates zweifeli*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. Recuperado 22 enero 2016, de: <http://www.iucnredlist.org/details/58754/0>.
- Savage, J. M. (2002). *The amphibians and reptiles of Costa Rica*. Chicago: University of Chicago Press.
- Sekgororoane, G. B. y Dilworth, T. G. (1995). Relative abundance, richness, and diversity of small mammals at induced forest edges. *Canadian Journal of Zoology*, 73, 1432–1437.
- Semarnat, 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*. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección, México.
- SIAP-Sagarpa (Servicio de Información y Estadística Agroalimentaria y Pesquera- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) (2016). *Avance siembras y cosechas perennes*. Recuperado 25 Octubre 2016, de: [www.siap.gob.mx](http://www.siap.gob.mx).
- Smith, H. M. y Taylor, E. H. (1945). An annotated checklist and key to the snakes of Mexico. *Bulletin of the U. S. National Museum*, 187, 1–239.
- Smith, H. M. y Taylor, E. H. (1948). An annotated checklist and key to the amphibian of Mexico. *Bulletin of the U. S. National Museum*, 194, 1–118.
- Smith, H. M. y Taylor, E. H. (1950). An annotated checklist and key to the reptiles of Mexico exclusive of the snakes. *Bulletin of the U. S. National Museum*, 199, 1–253.
- Soberón, J. y Llorente, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7, 480–488.
- Statistica (2005). Statistica 7.0. EUA Software, Tucks, StatSof.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J. y Martínez-Ramos, M. (2008). Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology*, 22, 362–374.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Mendoza, E., López-Toledo, L., Lara-Urbe, N., Márquez-Camargo, C., et al. (2015). High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Tropical Conservation Science*, 8, 396–423.
- Trejo, I. y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94, 133–142.
- Urbina-Cardona, J. N. (2008). Dinámica espacio-temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de alteración antropogénica en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona. *Pacífico colombiano*. *Caldasia*, 30, 479–493.
- Vázquez, D. J. y Quintero, G. E. (2005). *Anfibios y reptiles de Aguascalientes*. México D.F.: Conabio.
- Veech, J.A. y Crist, T.O. (2009). PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, version 3.0. Recuperado el 11 septiembre 2014 de: <http://www.users.muohio.edu/cristo/partition.htm>.
- Villa-Galaviz, E., Boege, K. y del Val, E. (2012). Resilience in plant-herbivore networks during secondary succession. *PLoS One*, 7, e53009.
- Wisler, C., Hofer, U. y Arlettaz, R. (2008). Snakes and monocultures habitat selection and movements of female grass snakes (*Natrix natrix l.*) in an agricultural landscape. *Journal of Herpetology*, 42, 337–346.