



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE
HIDALGO**

**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS
RECURSOS NATURALES**

**“Influencia de los paisajes aguacateros sobre
la herpetofauna en el eje Neo volcánico
Transversal”**

Tesis

Que presenta:

Biol. María Ismaela Vega Agavo

Como requisito para obtener el título profesional de:

M.C. EN ECOLOGÍA INTEGRATIVA

**Directora de la tesis:
Dra. Ileri Suazo Ortuño**

Morelia, Michoacán, abril 2019





Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales
Maestría en Ciencias en Ecología Integrativa



Morelia, Michoacán a 20 de febrero del año 2019

Dr. Héctor Hugo Nava Bravo
Coordinador
Maestría en Ciencias en Ecología Integrativa
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Presente:

Por este medio, nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la Tesis Titulada: "Influencia de los paisajes aguacateros sobre la herpetofauna en el eje Neovolcánico transversal", presentado por la Biol. María Ismaela Vega Agavo, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en el examen de grado de la Maestría en Ciencias en Ecología Integrativa.

Sin otro particular aprovechamos la ocasión para enviarle saludo.

Atentamente

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA

Dra. Ireri Suazo Ortuño
Directora de tesis

Dr. Alberto Gómez Tagle Chávez
Comité evaluador

Dr. Neftalí Sillero Pablos
Comité evaluador

Leonel López Toledo
Comité evaluador

Dr. Rubén Pineda López
Comité evaluador

*A mi familia, por apoyarme siempre.
Gracias.*

Agradecimientos

Agradezco al Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (INIRENA) de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMNSH) y al Posgrado en Ciencias en Ecología Integrativa (MCEI) por las facilidades otorgadas para la realización de este trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico (CVU 814418) durante los cuatro periodos escolares. Así como el apoyo económico en modalidad beca mixta recibido para mi estancia en el extranjero.

Al Proyecto Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (RED-CONACYT-REFAMA y CONACyT/PDCPN2016/Proyecto3053 por el financiamiento de este trabajo

Al Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais, de la Universidade do Porto, Portugal por las facilidades otorgadas para realizar mi estancia de investigación en su país.

A los miembros del comité revisor:

Dra. Ileri Suazo Ortuño

Dr. Leonel López Toledo

Dr. Rubén Pineda López

Dr. Alberto Gómez Tagle Chávez

Dr. Neftalí Sillero

Agradecimientos

A mi asesora, la Dra. Ileri Suazo Ortuño, por permitirme trabajar a su lado, por su apoyo y dedicación en la elaboración de este trabajo. Gracias por sus consejos y por guiarme en esta hermosa área de estudio que es la herpetofauna. Sin usted, esto no sería posible. Gracias.

Al Dr. Alberto Gómez Tagle, por compartir sus conocimientos, darme consejos para la mejora del trabajo y sobre todo por hacerme reír en los momentos que más lo necesitaba. Gracias.

Al Dr. Leonel López Toledo, por su apoyo, dedicación, disponibilidad y sus aportes en la realización de este trabajo. Gracias Leo.

Al Dr. Rubén Pineda López, por sus comentarios valiosos y su apoyo en la realización de este trabajo.

Al Dr. Neftalí Sillero, por permitirme trabajar a su lado, darme una visión más amplia de mi trabajo y por las facilidades para realizar mi estancia de investigación. Gracias.

Al M.C. Javier Alvarado, por todos sus aportes para la mejora del trabajo, su amabilidad y por transmitir su amor hacia los anfibios y reptiles. Gracias profe.

A los Coordinadores de la Maestría, al Dr. Héctor Nava Bravo y al Dr. Eduardo Mendoza Ramírez, por las facilidades otorgadas, por su atención y disponibilidad, a mis compañeros y a mi persona.

A Saúl Gonzáles y a Franceli Macedo, por el apoyo otorgado en todo momento y resolver las dudas, que los tramites generaban. Gracias.

Agradezco a los P. de Biol. Arturo Jonatán Torres Pérez Coeto y Abiud Abimelec Sánchez Pérez, así como al Biol. Damián Berra Alanís por su colaboración en este proyecto mediante las salidas al campo, identificación y procesamiento de organismos.

A los M.C. Alejandro Marroquín-Paramo, Moisés Emmanuel Bernal Hernández y Jorge Hipólito Quezada. A las Biol. Ariana Gonzales Cejudo y Claudia Iveth Sánchez Pahuá. Así como a los P. de Biol. Brenda Orozco Arroyo, Ulises Algarín Bermúdez, Misael Adán Durán Cervantes, Julio Cesar Rosales Vilchis y Emmanuel Garibay Sánchez, por el apoyo en las salidas al campo y aportes a este trabajo.

Al Sr. Rubén (Santa Clara del Cobre) y a la Mtra. Conchita (Yoricostio) por permitirme trabajar en sus predios. Así como a los productores de las Huertas de Aguacate: Nohemí(Yoricostio), Don Alejandro (Tecario) y Los hermanos Gómez (Tiamba). Además, a los encargados de las huertas: Los magueyes(Ziracuaretiro), Loma linda(Yoricostio), Ladera de las carreras(Tingambato), La Alberca (Toreo el alto) y Santa Mónica (Tingambato) por su atención y disponibilidad. Así como a, los Ingenieros Orlando(Tingambato), Juan (Tingambato), Luis (Ziracuaretiro), Abaunza (Tingambato) y Carlos (Ziracuaretiro), ya que sin su ayuda esto no sería posible, mil gracias.

A Oihana, Salva, Diana, Cándida, Verónica y Nefta, por su amabilidad apoyo y durante mi estancia en el hermoso Oporto. Gracias.

A Ricardo, Sho, Abdiel, Abril, compi Aarón, compi misa, Saul, Fran Chave, Kike, Tere, Trino, Fer, Sarita, Jhon y Martita, por compartir juntos este camino en

INIRENA. A Yunni y Ari por darme gratos momentos de felicidad y acompañarme siempre en los momentos difíciles, les agradezco siempre estar conmigo.

Jimena y Fanni, gracias por apoyarme siempre y alentarme a cumplir mis sueños.

Un placer coincidir en esta vida. A las Chiquillas y Bram, por estar a mi lado en todo este proceso. Gracias.

A mi Sánchez –Pérez, por su apoyo, cariño y comprensión. Gracias por tenerme paciencia en los momentos difíciles. Eres el mas special.

Índice

Resumen	9
Abstract.....	11
Capítulo I	12
Herpetofauna en sistemas agrícolas perennes	12
Introducción.....	13
Sistemas estacionales (simples) vs sistemas perennes (complejos).....	16
Herpetofauna en sistemas agrícolas perennes.....	18
Perspectivas a futuro	21
Literatura citada	23
Capítulo II	29
Influence of avocado orchard landscapes on herpetofaunal assemblages in the trans-Mexican volcanic belt	29
Abstract.....	30
1. Introduction	31
2. Methods.....	34
2.1 Study area	34
2.2 Landscape attributes.....	35
2.3 Herpetofauna sampling	36
2.4 Statistical analysis	37
3. Results.....	39
3.1 Composition and structure of the herpetofauna	39
3.2 Landscapes attributes.....	41
3.3 Assemblages' response to the landscape attributes	41
4. Discussion.....	43
4.1 Implication for biodiversity conservation.....	48
5. Acknowledgements	48
6. References	49
Tables	57
Figures.....	58
Capítulo III	68
Discusión General	6 9
Literatura citada	74

Resumen

El uso del suelo agrícola ha causado declives en la diversidad de muchos grupos biológicos. Generalmente se asume -a diferencia de los cultivos agrícolas estacionales- que en los sistemas agrícolas perennes presentan altos niveles de biodiversidad debido a su alta complejidad estructural. Sin embargo, poco se conoce acerca de la influencia de los atributos del paisaje sobre estos niveles de biodiversidad. Las huertas frutales comerciales, son agro ecosistemas que dominan grandes superficies del planeta y están modificando los paisajes nativos de manera acelerada. El aguacate (*Persea americana*) es un árbol frutal que constituye cerca del 25% del comercio mundial de fruta fresca. La creciente industria del aguacate proporciona beneficios económicos tangibles para los productores, pero existe una alta preocupación mundial sobre el impacto negativo de su producción. La producción de aguacate es un ejemplo de la necesidad de buscar esquemas de manejo que conserven no solo los hábitats naturales, sino que también reconcilien la modificación de los hábitats nativos causados por los sistemas agrícolas con las necesidades humanas y la conservación de la biodiversidad. Por lo tanto, en este estudio se evaluó la respuesta de la herpetofauna a la conversión del bosque de pino-encino (BPE) a huertas de aguacate (HA) y el papel de los atributos del paisaje. Se encontró que los efectos negativos de la conversión del BPE a HA depende de la configuración del paisaje, especialmente, de la proporción de la cobertura de bosque y del grupo taxonómico. Adicionalmente, se encontró que la conversión del BPE a HA favorece la persistencia y el éxito de especies generalistas de anfibios y reptiles. En consecuencia, para conservar la mayor diversidad de herpetofauna en el

paisaje aguacatero es importante mantener una alta proporción de parches de bosque nativo (> 40%).

PALABRAS CLAVE: REPTILES, ANFIBIOS, AGROECOSISTEMAS, CULTIVOS PERENNES, HERPETOLOGIA.

Abstract

Agricultural land uses have caused documented declines in diversity of many organisms. It is generally assumed that, unlike annual agricultural crops, high levels of biodiversity occur in perennial systems due to their high structural complexity. However, little is known about the influence of landscape attributes on these levels of biodiversity. Commercial tree fruit orchards are agroecosystems that dominate large surfaces of world landscapes, and are modifying these landscapes at a fast pace. Avocado (*Persea americana*) is a perennial fruit tree that constitutes about 25% of global fresh fruit trade. The increasing avocado global industry has provided tangible economic benefits for avocado growers, but there is a worldwide growing awareness on the negative impact of avocado production. Avocado production is an example of the need to search for management schemes that conserve not only natural habitats, but that also reconcile habitat modification caused by agricultural systems with human needs and biodiversity conservation. Therefore, in our study we evaluated herpetofauna's response to the conversion of forest to avocado orchards and the role of landscape attributes. We found that negative effects of the conversion of native pine-oak forest to avocado orchard depends on landscape configuration, specifically, the proportion of forest cover and on the taxonomic group. Additionally, we found that pine-oak forest conversion to avocado orchards is a driver favoring the persistence and success of herpetofauna's generalist species. Thus to conserve most of the herpetofaunal diversity in avocado landscapes it is important for the landscape to present a high proportion (> 40%) of native pine-oak forest patches.

Capítulo I

Herpetofauna en sistemas agrícolas perennes

1. Introducción

La alta demanda de alimentos y materias primas para satisfacer las necesidades de la población humana y sus animales domésticos se encuentran entre los principales factores que han propiciado el cambio de uso de suelo y la degradación de la mayoría de los ecosistemas del planeta (Clergue et al., 2005; Palacios et al., 2013; Thompson et al., 2016). A nivel mundial, las actividades agrícolas pueden dividirse en cultivos estacionales y cultivos perennes. La producción de granos de importancia alimentaria como el maíz, sorgo, trigo y frijol, y frutos como piña, papaya y fresa entre otras, requiere del establecimiento de cultivos estacionales (Fichet-Calvet et al., 2010), mientras que productos de importancia económica como el cacao, la naranja, el aguacate, el café, la palma y plantaciones forestales para recursos maderables entre otros, induce al establecimiento de cultivos perennes (Gardner et al., 2007; Gilroy et al., 2015; Marroquín-Páramo et al., 2017; Orozco et al., 2016). Ambos tipos de cultivo transforman la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas dependiendo de la intensidad del uso de la tierra y de las presiones de demanda de alimentos, recursos y combustibles, en ambos casos se ha documentado que dichos cambios influyen directamente sobre los diversos grupos de vertebrados (Thompson et al., 2016).

Los cultivos estacionales, además de reducir gradualmente la productividad del suelo, requieren de una intensa actividad humana para la siembra y cosecha de los distintos productos, dicha presencia puede incrementar el impacto sobre los diversos grupos de animales (Doan-Crider y Hewit, 2005). Por su parte, los

cultivos perennes suelen incrementar la productividad de la tierra, y la actividad humana sobre el entorno es menor al no realizar siembra de manera frecuente (SAGARPA 2016). Además de estas diferencias, muchos cultivos perennes representan hábitats estructuralmente más complejos, que los cultivos estacionales (Somarriba y Harvey, 2003). Ambos tipos de cultivo representan diferentes oportunidades para las especies animales que habitan en ellos. En la actualidad se reconoce que los sistemas agrícolas estructuralmente más complejos pueden soportar mayor riqueza y abundancia de especies que los estructuralmente menos complejos (Harmon et al., 2007). Este es el caso de los cultivos perennes (Somarriba y Harvey, 2003), ya que se les reconoce un valor de protección y conservación importante para la diversidad de especies (Orozco et al., 2015) al proveer una mayor cantidad de refugios, sitios de percha, y por lo tanto soportar una mayor cantidad de especies (Gove et al., 2008). De esta manera, diversos autores recomiendan la incorporación de los sistemas agrícolas complejos a la conservación de la biodiversidad (Tilman et al. 2002; Gardner et al., 2007; Nájera y Simonetti, 2010). Algunas preguntas que surgen de las diferencias entre los cultivos estacionales y perennes, son ¿qué importancia tienen los cultivos estacionales y perennes? ¿cuáles son los efectos de estos cultivos sobre la respuesta de la diversidad biológica?, en particular, ¿los vertebrados nativos de los bosques que son remplazados por la agricultura responden de la misma manera en ambos sistemas agrícolas? ¿cuál es el papel de los cultivos perennes en el mantenimiento de la diversidad de especies de anfibios y reptiles? Por ello, en ésta sección se realiza una revisión para evaluar si existen diferencias en la

respuesta de los vertebrados (anfibios y reptiles en particular) dependiendo de la condición agrícola (estacional o perenne).

2. Importancia de los cultivos agrícolas estacionales y perennes

Los seres humanos dependen de la agricultura, por lo que han modificado el 75% de la superficie terrestre, de la cual el 12% está dedicado a tierras de cultivo (Kehoe et al., 2015). En la actualidad, el crecimiento de los cultivos estacionales y perennes se encuentra en aumento, debido a su importancia económica y alimentaria. Los cultivos estacionales (arroz, trigo, maíz, etc.) proveen alimentos básicos a nivel mundial y tienden a ser la base de alimentación local, además de jugar un papel importante en la economía local dependiendo de su demanda (Aguilar et al., 2003). Así, estos cultivos estacionales suelen representar el 76% del área destinada a todos los cultivos (FAO, 2014). Por otro lado, en el censo del 2007 el INEGI reportó que en México se encontraban 8 millones 698 mil 483 hectáreas de superficie plantada con cultivos perennes. Los cultivos perennes (cacao, café, aguacate, plantaciones forestales, entre otros) tienen diferentes usos entre los se encuentran el industrial, el frutícola y el forrajero. Dentro de los cultivos perennes, los cultivos frutícolas son parte importante de la economía y la alimentación en México por la derrama económica que proporciona su comercialización; y porque gran parte de la población se alimenta de ellos. Los principales frutales a nivel nacional son el aguacate, el cacao, el coco, el mango y la naranja (INEGI, 2012). Estos cultivos tienden a presentar precios fluctuantes que dependen de los países desarrollados, ya que, al consumirlos mayormente, son los que fijan los precios del mercado (Harrison,

2002). Las zonas frutícolas se pueden agrupar con base en el clima: en el clima caluroso se produce limón, naranja, mago y coco y en el clima templado mayoritariamente se produce aguacate. En México la superficie plantada de aguacate para 2007 alcanzó las 121,044 Ha y se cosecharon 1 millón 131 mil 021 toneladas (INEGI, 2012).

3. Sistemas estacionales (simples) vs sistemas perennes (complejos)

Los cultivos estacionales suelen ser monocultivos, al presentar una gran extensión de cultivo con una sola especie y manejo (Altieri y Nicholls, 2013). Estos, se dividen en anuales, bianuales y estacionales o temporales (SAGARPA, 2016). Los anuales (periodo menor a 12 meses) requieren de una nueva siembra para la obtención de la cosecha y concentran dos períodos reproductivos (ej. cultivos de: maíz, trigo, frijol, entre otros). En los bianuales su ciclo reproductivo se extiende a dos años, por lo que su cosecha tarda dos ciclos (ej. papaya, piña, fresa, entre otros) y los cultivos de temporal dependen del ciclo de lluvias y de la capacidad del suelo para captar agua (ej. maíz de temporal, el sorgo, entre otros) (Aguilar et al., 2003). Los cultivos estacionales suelen ser más simples que los perennes debido a que su periodo vegetativo es corto ya que requieren de una nueva siembra para la obtención de cosecha, por lo que se opta por la rotación de cultivos, para recuperar la fertilidad del suelo (Alonso, 2000). Mientras que, los cultivos perennes son plantaciones de ciclos largos, es decir, que su periodo vegetativo se extiende a más de doce meses, y una vez establecida la plantación se obtienen varias cosechas (SAGARPA, 2016). Estas plantaciones se desarrollan para aumentar la productividad de la tierra y garantizar el abastecimiento de

alimento, ya que los cultivos perennes proporcionan dos terceras partes de su volumen y tienen una producción mayor que los cultivos estacionales. Este es el caso, de cultivos como el cacao, el coco, el aguacate, entre otros (Gutiérrez, 2011; Pacheco-Figueroa et al., 2015; Orozco et al., 2016; Marroquín-Paramo et al., 2017). De manera general, los cultivos perennes tienden a ser más complejos que los estacionales, aunque esto depende del tipo e intensidad del cultivo. Los sistemas perennes menos intensivos generalmente son policultivos, es decir, se siembra más de una especie en el área de cultivo, por ejemplo, la pitahaya y el cultivo de chile habanero (Ebel et al., 2013), melones entre plátanos (Obiefuna, 1989), las leguminosas con cultivos de durazno (Cook y Baker, 1983), entre otros. En estos cultivos, la riqueza de especies de vertebrados es mayor que en los cultivos estacionales, lo cual es asociado a la complejidad estructural de la plantación y con ello se puede mitigar el impacto en las especies (Nájera y Simonetti, 2010). En estos cultivos, los vertebrados aéreos (aves y murciélagos) en general presentan una mayor diversidad de especies debido a la presencia de una mayor cantidad de frutos e insectos que representan una fuente importante de alimentación (Marsden et al., 2006; Gove et al., 2008), lo mismo sucede con los vertebrados terrestres (mamíferos, anfibios y reptiles) en los que su diversidad y abundancia también aumenta independientemente del tipo de plantación; además de que entre más compleja sea la plantación más aumentará la diversidad (Ramírez y Simonetti, 2011). Existen muchos trabajos cuyos resultados muestran que la riqueza y la abundancia de especies de vertebrados en las plantaciones perennes está asociada con las características estructurales y la complejidad del

cultivo en dichas plantaciones (ej. Tilman et al., 2002; Gardner et al., 2007; Nájera y Simonetti, 2010; Dorrough et al., 2012).

Aunque la evidencia muestra que los cultivos perennes pueden sostener una mayor riqueza y diversidad de vertebrados que los cultivos estacionales (Thompson et al., 2016), existe poca información que revele las diferencias entre los cultivos perennes mixtos (Obiefuna, 1989) y los cultivos perennes intensivos (Marroquín-Paramo et al., 2017) y altamente mecanizados. Por ejemplo, el cultivo de aguacate está fuertemente asociado con un uso intensivo de recursos financieros, tierra, agua, mano de obra e infraestructura que se refleja, para el caso de Michoacán, en el millón de toneladas de aguacate que la Asociación de Productores, Empacadores y Exportadores de Aguacate de México (APEAM) tiene proyectado exportar a los Estados Unidos durante el año 2019. Michoacán cuenta actualmente con 134 mil hectáreas certificadas de aguacate y exporta a más de 20 países. La conversión del bosque de pino-encino por el avance de este cultivo es evidente, porque en tan solo cuatro décadas, los agricultores del estado de Michoacán pasaron de dedicar 30 mil 979 hectáreas para su cultivo en 1980 a 158 mil 806 has en 2017 (Ríos, 2018), es decir, en 38 años la superficie dedicada a la producción del aguacate se quintuplicó.

4. Herpetofauna en sistemas agrícolas perennes

Para el caso particular de la herpetofauna, se ha considerado que el mayor factor de amenaza es la interacción entre las características ambientales y los impactos humanos, aunque el grado de amenaza es difícil de evaluar, ya que

existen evidencias que sugieren que los anfibios y reptiles pueden responder de manera negativa, positiva o neutra a la antropización de los hábitats dependiendo de las características y de la configuración del paisaje (Gardner et al., 2007; Suazo-Ortuño et al., 2008; Dorrough et al., 2012; Suazo-Ortuño et al., 2015; Fraga-Ramírez et al., 2017). En este sentido, la configuración del paisaje es resultado del sistema agrícola predominante (estacional o perenne) y puede jugar un papel importante en el tipo de respuesta de los anfibios y reptiles (Santos-Barrera y Urbina-Cardona, 2011). Los sistemas agrícolas estacionales o de temporal pueden ser ambientes favorables para los anfibios y los reptiles al incrementar el número de microhábitats que proporcionan disponibilidad de nuevos recursos (Bury e Corn, 1988; Fernández-Badillo y Goyenechea-Mayer, 2010; Dorrough et al. 2012; Lenhardt et al., 2017), como es el caso de los cuerpos de agua (artificiales y temporales) utilizados para el riego, los cuales son aprovechados por los anfibios y reptiles para su alimentación y reproducción (Mann et al., 2009; Fernández-Badillo y Goyenechea-Mayer, 2010). Pero, aunque existen ejemplos, en los que se ha encontrado que la riqueza y la diversidad de anfibios y reptiles son similares o mayores en los cultivos estacionales a los del bosque maduro, como se observa en Quebec, Canadá en los cultivos de maíz (*Zea mays*), donde se encuentra mayor diversidad y abundancia de herpetofauna, en comparación a los sitios arbolados de vegetación nativa (Maisonneuve y Rioux, 2001). Existen diferencias marcadas en la composición de especies (Santos-Barrera y Urbina-Cardona, 2011; Suazo-Ortuño et al., 2015). Lo que sugiere que evaluar solo los niveles de riqueza de especies pueden a menudo sesgar el estado de conservación de las especies, al enmascarar información

sobre su identidad, sus abundancias relativas y los rasgos funcionales que las hacen más sensibles a los hábitats agrícolas (Tschardt et al., 2012; Galle et al., 2019). En general se ha documentado que las especies de hábitats agrícolas en su mayoría son generalistas y adaptables a las perturbaciones, desplazando a las especies especialistas nativas de la zona (Dorrough et al., 2012; Maisonneuve y Rioux, 2001; Suazo-Ortuño et al., 2015).

Por otro lado, al comparar los cultivos estacionales con los cultivos perennes, éstos últimos son los que presentan mayores niveles de diversidad de anfibios y reptiles (Bretagnolle et al., 2019; Duelli, 1997). Un ejemplo de ello se observa en las plantaciones de café y maíz, donde las plantaciones de maíz afectan negativamente la calidad del hábitat debido a la mayor intensidad y frecuencia de perturbación de los cultivos (Santos-Barrera y Urbina-Cardona, 2011), mientras que en los cafetales al contar con condiciones agroforestales, presentan una respuesta favorable para la herpetofauna, al proporcionar una gran cantidad de alimento y humedad, contribuyendo a que la riqueza de especies aumente en la zona (Canseco-Marques y Gutiérrez-Mayen, 2006). Un caso semejante es el de los cacaotales y fragmentos de bosque en Nicaragua, en donde la diversidad fue mayor en las zonas agrícolas (multiestrato), en comparación con los bosques conservados, sugiriendo que este tipo de sistemas agroforestales son buenos para la herpetofauna local (Orozco et al., 2016), estos resultados son similares a los observados en otro estudio en cacaotales en Panamá (Gutiérrez, 2011), en donde se encontró mayor diversidad de herpetofauna en sistemas agroforestales. En otros trabajos, que se han realizado

en zonas agrícolas de cultivos perennes, como los realizados en plantíos de coco en Tabasco, se ha observado que la herpetofauna utiliza las zonas agrícolas de la región costera (cocotales) como zonas refugio y alimentación (Pacheco-Figueroa et al., 2015). Debido a estos resultados, se ha planteado que en general existirá una mayor abundancia de herpetofauna en zonas agrícolas entre más extensa y compleja sea la cobertura de árboles a nivel paisaje (Dorrough et al., 2012). Sin embargo, existe poca información sobre la respuesta de la herpetofauna en sistemas agrícolas perennes que ocupan grandes extensiones del paisaje y que están sujetos a un manejo intensivo como son las huertas de aguacate que están dominando la región centro del Eje Neovolcánico Transversal (ENT) del Estado de Michoacán. Hasta ahora solo existe el trabajo de Marroquín-Páramo et al. (2017), en el que se reporta que la diversidad herpetofaunística en las huertas de aguacate es intermedia al contrastarla contra el bosque de coníferas y que solo comparten entre sí el 23% de las especies de herpetofauna. 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.

5. Perspectivas a futuro

La disminución y destrucción de distintos ecosistemas continúa en todo el planeta debido a la alta deforestación causada por la conversión de bosques a tierras agrícolas conduciendo a una grave fragmentación de los hábitats y amenazando la viabilidad de la biodiversidad a largo plazo (Hirsch, 2010). La

estrecha relación entre la riqueza, diversidad y composición de las especies con la superficie del hábitat pone en un estado de vulnerabilidad a la mayoría de las especies, en particular a las que son especialistas de hábitat (Harrison, 2002; Dorrough et al., 2012).

Desafortunadamente la mayoría de los problemas medioambientales relacionados con la agricultura seguirán impactando a nivel mundial, ya que además de que se continúa con el cambio de uso de suelo para convertirlo en tierras agrícolas, no se ha logrado reducir de manera sustancial la aplicación intensiva de fertilizantes, plaguicidas, insecticidas, herbicidas, estiércol y fungicidas sobre las zonas agrícolas de muchos países, lo que provoca la contaminación del agua dulce con compuestos carcinógenos y otros venenos que afectan al ser humano y a la biodiversidad (Harrison, 2002; Lenhardt et al., 2017). Es por ello, que para conservar la biodiversidad en las zonas agrícolas se deben plantear estrategias de conservación que consideren el crecimiento de la población bajo un esquema sustentable que permita la coexistencia de las especies (Dirzo et al., 2014; Kehoe et al., 2015) y la información sobre la respuesta de la biodiversidad en los paisajes antropizados, diferenciando entre sistemas agrícolas estacionales y sistemas agrícolas perennes y la intensidad de manejo de estos sistemas, es fundamental para poder llevar a cabo estrategias de conservación que hagan compatible el uso agrícola de la tierra con la permanencia de las especies nativas.

6. Literatura citada

- Aguilar J, Illsley C, Marielle C. 2003. Los sistemas agrícolas de maíz y sus procesos técnicos. Sin maíz no hay país:83–122.
- Alonso N. 2000. Cultivos y producción agrícola en época ibérica. Segvntvm. Papeles del Laboratorio de Arqueología de Valencia, 2000, vol. extra 3, p. 25-46.
- Altieri M, Nicholls C. 2013. Agroecología: única esperanza para la soberanía alimentaria y la resiliencia socioecológica. Agroecología 7:65–83.
- Bretagnolle V, Siriwardena G, Miguet P, Henckel L, Kleijn D. 2019. Local and Landscape Scale Effects of Heterogeneity in Shaping Bird Communities and Population Dynamics: Crop-Grassland Interactions. Pages 231–243 Agroecosystem Diversity. Elsevier.
- Bury RB, Corn PS. 1988. Management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America.
- Cook RJ, Baker KF. 1983. The nature and practice of biological control of plant pathogens.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. science 345:401–406.
- Doan-Crider DL, Hewitt DG. 2005. El oso negro mexicano regresa de manera natural. Biodiversitas 63:2–5.
- Dorrough J, McIntyre S, Brown G, Stol J, Barrett G, Brown A. 2012. Differential responses of plants, reptiles and birds to grazing management, fertilizer and tree clearing. Austral Ecology 37:569–582.

- Ebel R, Mendez A. (n.d.). EE, y Cáliz De Dios, H. 2013. Producción agroecológica de chile habanero en su asociación con la pitahaya. Ebel, Roland. Producción extensiva de chile habanero:35–58.
- FAO. 2014. La alimentación y la agricultura en América Latina y el Caribe. ISBN 978-92-5-308149-3. 198. <http://www.fao.org/3/a-i3592s.pdf>. (accessed February 8, 2019).
- Fernández-Badillo L, Goyenechea-Mayer Goyenechea I. 2010. Anfibios y reptiles del valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 81:705–712.
- Fichet-Calvet E, Audenaert L, Barrière P, Verheyen E. 2009. Diversity, dynamics and reproduction in a community of small mammals in Upper Guinea, with emphasis on pygmy mice ecology. *African Journal of Ecology*. Available from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2028.2009.01144.x> (accessed March 8, 2019).
- Fraga-Ramírez Y, Suazo-Ortuño I, Avila-Cabadilla LD, Alvarez-Añorve M, Alvarado-Díaz J. 2017. Multiscale analysis of factors influencing herpetofaunal assemblages in early successional stages of a tropical dry forest in western Mexico. *Biological conservation* 209:196–210.
- Gardner TA, Barlow J, Peres CA. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166–179.
- Gilroy JJ, Prescott GW, Cardenas JS, Castañeda PG del P, Sánchez A, Rojas-Murcia LE, Medina Uribe CA, Haugaasen T, Edwards DP. 2015. Minimizing

- the biodiversity impact of Neotropical oil palm development. *Global change biology* 21:1531–1540.
- Gutiérrez Zúñiga RA. 2011. Impacto de los sistemas agroforestales con cacao (*Theobroma cacao*) en la conservación de herpetofauna de hojarasca, en un paisaje fragmentado del trópico húmedo de Panamá. CATIE, Turrialba (Costa Rica).
- Harrison P. 2002. Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030. Informe resumido. FAO.
- Hirsch T, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, editors. 2010. *Global biodiversity outlook 3*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Quebec, Canada.
- INEGI. 2012. Censo Agropecuario 2007. Importancia y distribución de los cultivos perennes en los Estados Unidos Mexicanos: Censo Agropecuario 2007/ Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Universidad de Guadalajara. México.
- Kehoe L, Kuemmerle T, Meyer C, Levers C, Václavík T, Kreft H. 2015. Global patterns of agricultural land-use intensity and vertebrate diversity. *Diversity and Distributions* 21:1308–1318.
- Lenhardt PP, Brühl CA, Leeb C, Theissinger K. 2017. Amphibian population genetics in agricultural landscapes: does viticulture drive the population structuring of the European common frog (*Rana temporaria*)? *PeerJ* 5:e3520.
- Maisonneuve C, Rioux S. 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83:165–175.

- Mann RM, Hyne RV, Choung CB, Wilson SP. 2009. Amphibians and agricultural chemicals: review of the risks in a complex environment. *Environmental pollution* 157:2903–2927.
- Marroquín-Páramo JA, Suazo-Ortuño I, Mendoza E, Alvarado-Díaz J, Siliceo-Cantero HH. 2017. Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 88:234–240.
- Marsden SJ, Symes CT, Mack AL. 2006. The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis* 148:629–640.
- Nájera A, Simonetti JA. 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology* 24:319–324.
- Obiefuna JC. 1989. Biological weed control in plantains (*Musa AAB*) with egusi melon (*Colocynthis citrullus* L.). *Biological Agriculture & Horticulture* 6:221–227.
- Orozco L, Molinares B, Soto G, Deheuvels O, Rojas J, Lopez A, Vasquez F. 2015. Diversidad de herpetofauna (anfibios y reptiles) en cacaotales y fragmentos de bosque en Waslala, Nicaragua:18.
- Pacheco-Figueroa CJ, Valdez-Leal JDD, Gama-Campillo LM, Gordillo-Chávez EJ, Moguel-Ordoñez EJ, Rangel Ruíz LJ, García-Morales R, Mata Zayas EE, Luna Ruíz R del C. 2015. Sistemas agrícolas como refugio de herpetofauna en zonas de acreción-retroceso y erosión costera, en Tabasco, México. *AGRO* 249.

- Palacios CP, Agüero B, Simonetti JA. 2013. Agroforestry systems as habitat for herpetofauna: is there supporting evidence? *Agroforestry Systems* 87:517–523.
- Ramírez PA, Simonetti JA. 2011. Conservation opportunities in commercial plantations: the case of mammals. *Journal for Nature Conservation* 19:351–355.
- Ríos M. 2018. Aguacate, un auténtico oro verde (Infografía), 2018. La Voz de Michoacán. <http://www.lavozdemichoacan.com.mx/dinero/aguacate-un-autentico-oro-verde>. (accessed February 8, 2019).
- SAGARPA. 2016. Tipos de cultivo, estacionalidad y ciclos. <http://www.sagarpa.gob.mx/Delegaciones/coahuila/boletines/Paginas/2016B130.asp>. (accessed January 24, 2019).
- Santos-Barrera G, Urbina-Cardona JN. 2011. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82.
- Somarriba E, Harvey CA. 2003. Cómo integrar la producción sostenible y conservación de la biodiversidad en cacaotales orgánicos indígenas?
- Suazo-Ortuño I, Alvarado-Díaz J, Mendoza E, López-Toledo L, Lara-Urbe N, Márquez-Camargo C, Gil Paz-Gutiérrez J, David Rangel-Orozco J. 2015. High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Tropical Conservation Science* 8:396–423.
- Suazo-Ortuño I, Benítez-Malvido J, Marroquín-Páramo J, Soto Y, Siliceo H, Alvarado-Díaz 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.

Thompson ME, Nowakowski AJ, Donnelly MA. 2016. The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use: Response of Herpetofauna to Land Use. *Conservation Biology* 30:249–258.

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671–677.

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters* 8:857–874.

Capitulo II

Influence of avocado orchard landscapes on herpetofaunal assemblages in the trans-Mexican volcanic belt

Influence of avocado orchard landscapes on herpetofaunal assemblages in the trans-Mexican volcanic belt.

María Ismaela Vega-Agavo¹, Ileri Suazo-Ortuño^{1*}, Leonel Lopez-Toledo¹, Alberto Gómez-Tagle¹, Neftalí Sillero², Rubén Pineda³ and Javier Alvarado-Díaz¹

¹ Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Av. San Juanito Itzicuaro s/n, Col. Nueva Esperanza, Morelia, Michoacán 58337, México

² Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Observatório Astronómico Prof. Manuel de Barros, Alameda do Monte da Virgem, 4430-146 Vila Nova de Gaia, Portugal

³ Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Ave. de la Ciencia s/n, Col. Juriquilla, Querétaro, Querétaro, 76230, México.

*Corresponding author: Ileri Suazo-Ortuño e-mail: ireri.suazo@gmail.com

Abstract

Commercial tree fruit orchards are agroecosystems embedded in an agricultural matrix. The resulting landscape structure can be a major driver in biodiversity's response. Generally, it is assumed that high levels of biodiversity occur in perennial systems due to their high structural complexity. However, little is known about the influence of landscape attributes on these levels of biodiversity. Avocado (*Persea americana*), a perennial fruit tree, constitutes about 25% of global fresh fruit trade. In Mexico, avocado trees flourish about the same altitude as pine-oak forests. We studied herpetofauna response to conversion of forest to avocado orchards and the role of landscape attributes. In the avocado belt in Michoacan,

Mexico, we selected 12 sampling sites representing a gradient of avocado orchards (AO) embedded in native pine-oak forests (POF) to evaluate herpetofauna's composition and structure variation throughout the landscape. Increment of AO cover affected positively abundance of herpetofauna, but this relationship varied among buffers around each sampling site (buffer size=250, 500,1000m) and taxonomic group. Anurans and lizards abundance and richness were higher in sites with high AO cover, whereas snake's richness and abundance were higher in sites with high POF proportion. We identified two landscape groups based on herpetofauna's assemblage and landscape attributes. Our study suggested that POF conversion to AO is a driver favoring the persistence and success of herpetofauna's generalist species. Therefore, to conserve most of the herpetofaunal diversity in avocado landscapes it is important for the landscape to present a high proportion of native POF patches (>40%).

Key words

amphibians, reptiles, perennial systems, biodiversity, agroecosystems

1. Introduction

The commercial tree fruit orchards are complex agroecosystems formed of grass and tree layers aiming at the production of fresh fruit that require specific design and management over space and time. Frequently, orchards are embedded in an agricultural matrix of arable fields, grasslands, forests and urban areas (Bretagnolle et al., 2019). The habitat arrangement and structure of the resulting landscape can be a major driver in the response of animals and plants (Steffan-

Dewenter, 2003; Cooper et al., 2007). Generally, it is assumed that high levels of biodiversity loss occur in areas markedly changed by destruction and fragmentation of the natural habitats associated to intensified land use (Dale et al., 2000; Clergue et al., 2005; Palacios et al., 2013). For example, about 48% of the decrease in diversity of terrestrial vertebrates (mammals, amphibians, reptiles) has been considered a result of landscape modifications by intensified farming practices (Gardner et al., 2007). Because farming practices and habitat structures differ between annual and perennial systems, the response of biodiversity to agroenvironmental schemes may also differ between systems (Bruggiser et al., 2010). In general, higher levels of biodiversity would be expected to occur in perennial systems, as these systems (e.g. vineyards, apple, cacao, coffee orchards) are structurally more complex than seasonal crops (Somarriba and Harvey, 2003; Bruggiser et al., 2010; Katayama, 2016). However, little is known about the influence of landscape attributes on the levels of biodiversity found in these perennial systems.

Avocado (*Persea americana*), is a perennial fruit tree that originated in Mesoamerica. It is a member of the Lauracea family and has been cultivated for about 4000-6000 years (Galindo-Tovar et al., 2008). Avocado constitutes about 25% of the global fresh fruit trade, and Mexico is the largest producer with 28% of world production (Menzel and Lagadec, 2014). Avocado trees flourish about the same altitude (1050-2600m) as the pine-oak forests of Michoacan (in the central region of the trans-Mexican volcanic belt), the state that produces most of Mexico's avocados. In 2017, Mexican avocado production amounted to USD 2.9 billion, making avocados, Mexico's most important agricultural export product. The area of

avocado orchards in Michoacan corresponds to 73% of the avocado orchards' land surface and 80% of avocado production in Mexico (Chávez-León et al., 2012; SIAP, 2016). To meet international demands for avocado, the cover of avocado orchards in Michoacán increased from 21,241 ha in 1980 to 147,720 ha in 2016 (SIAP, 2016). According to Bravo-Espinoza et al. (2009) expansion of avocado orchards in Michoacan caused loss of forest cover of about 690 ha a year from 2000 through 2009. The increasing avocado industry has provided tangible economic benefits for avocado growers (Stanford, 2002), but there is a worldwide growing awareness on the negative impact of avocado production. For example, in different parts of the world, some consumers and restaurant chefs consider Mexican avocados as “blood diamonds” because of the negative impact this crop has on the environment (e.g. deforestation, soil erosion, water usage for irrigation) (Chavez-León et al., 2014) and because of the participation of organized criminal groups on the extortion of avocado producers (Fisher and Taub, 2018). The avocado production is an example of the need to search for management schemes that conserve not only natural habitats, but that also reconcile habitat modification caused by agricultural systems with human needs and biodiversity conservation (Somarriba and Harvey, 2003).

Studies about the impact of the replacement of native forests by avocado orchards on biodiversity are lacking (but see Marroquín-Paramo et al., 2017) in spite of its influence on land use change and environmental degradation (Bravo-Espinoza et al., 2009). For conservation purposes it is essential to evaluate this impact, as well as the potential role of landscape attributes on the modulation of these impacts. In this work, we studied the response of herpetofauna (evaluated in

terms of assemblages' composition, abundance, richness and taxonomic diversity) to forest conversion to avocado orchards and the role of landscape attributes on these responses. Among tetrapod's, amphibians and reptiles present the highest levels of global endangerment (41% of amphibian species and 19% of reptiles are endangered) and the main threat is the human-induced habitat loss and degradation (Monastersky, 2014). We hypothesized that each of the taxonomic studied groups (frogs, salamanders, lizards and snakes) will respond differently to landscape attributes, forest cover and spatial scale (local and landscape level) according to their ecological attributes and vagility.

2. Methods

2.1 Study area

Our study was conducted in the central region of the avocado production belt in the southern portion of the trans-Mexican volcanic system in the state of Michoacán (Fig. 1). Avocado's belt elevation ranges from 1300 to 2400 m, with a mean annual temperature that ranges from 18 to 20°C and precipitation from 650 to 1500 mm (Bravo-Espinoza et al., 2009; Gutiérrez-Contreras et al., 2010). The main land cover consists of humid and sub-humid temperate forests. These forests consist of a mixture of pine species (e.g. *Pinus douglasiana*, *P. pseudostrobus*, *P. montezumae*, *P. leiophylla*, *P. lawsonii*, *P. oocarpa*) associated to other tree species such as *Arbutus sp.*, *Alnus sp.*, *Quercus rugosa*, *Q. laurina*, *Q. Candicans*, *Q. crassipes* and *Q. obtusata* (Saenz et al., 2010). In the 1960s, at the start of avocado production in Michoacan, orchards consisted of patches within forested areas. Nowadays, this pattern has been reversed and forests consist of patches within areas markedly dominated by avocado trees (Thiébaud, 2011). One hundred

and two herpetofauna species have been registered in the trans-Mexican volcanic system in Michoacan (36 amphibians and 66 reptiles) (Suazo-Ortuño et al., 2019). Of these, 27 (75%) amphibian and 50 (76%) reptile species are endemic to Mexico.

2.2 Landscape attributes

In the central region of the avocado belt in Michoacan, Mexico, 12 sampling sites were selected. Sites represented a gradient of avocado orchards (AO) embedded in native pine-oak forests (POF), with a range from 9 to 86% of forest cover (Fig. 2, Table 1). Distance among sampling sites was higher than 1000 m. To characterize the landscape at each of these sites, vegetation cover within a radius of 1000 m around each site was classified using images Sentinel 2 (European Space Agency, ESA, 2018) with a spatial nominal resolution of 20 m. These images were from the dry season (January 2018), and field visits to corroborate images' information were carried out in April and June 2018. Around each site we considered three concentric circumferences (buffers) of 250, 500 and 1000 m of radius. For each buffer we estimated the following landscape attributes (sensu Duelli, 1997): 1) number of different types of patches (TPat); 2) percentage of cover of pine-oak forest (POF), 3) percentage of cover of avocado orchards (AO); 4) total number of patches (NPat); and 5) Shannon diversity index of landscape (H'L). Considering five attributes per each of the three buffers, there were a total of 15 landscape metrics. To identify the different types of patches at each buffer, we performed on screen digitalization of polygons of each of the different types of land use observed in the Sentinel 2 images using false and true color RGB composites that enabled land use/cover differentiation. For polygon

delineation we used CartaLinx software (Clark Labs, Inc.) and a Graphite Wacom (Model CTE-430). Land use/cover class was assigned to each of the polygons. Subsequently, the polygons were exported to the Geographical Information System software (QGIS, Desktop 2.18.3) with interface to GRASS 7.2.0 modules (QGIS Development, 2016). We printed out land use/cover maps and GPS units to verify class correspondence in the field. Then, we estimated confidence of interpretation. After that, if necessary, polygons were re-categorized (Ramírez-Ramírez, 2001). Once validated, polygons were processed within the GIS environment. Nine different types of land use patches were identified: pine-oak forest, avocado orchards, urban areas, deforested areas, agricultural areas, water bodies, greenhouses, pastures and reforested areas. For further analysis, we considered pine-oak forest, avocado orchards and the rest were aggregated as other types of land use. To estimate the percentage of forest and of avocado orchards (we multiplied the area (m²) of each of these polygons by 100 and then divided this value by the calculated area of all patches corresponding to each of the habitat types, including pine-oak forest, avocado orchards and other types of habitat. Total number of patches was estimated as the sum of the number of patches of each of the land use patches. The Shannon diversity index of landscape was estimated as the number of different types of patches and their relative abundance. All estimations of landscape structure were performed using the complement “LecoS-Landscape Ecology Statistics” implemented in QGIS (Jung, 2016).

2.3 Herpetofauna sampling

At the center of each of the 12 sampling study sites we surveyed in a centroid of six ha the herpetofaunal assemblages. The centroid of four sites

consisted of pine-oak forest (S2, S3, S4, S6), and in the remaining eight sites consisted of avocado orchards (S1, S5, S7, S8, S9, S10, S11, S12) (Table 1). Search for animals was time-constrained (one hour in the morning, 10:00-11:00, and one hour at night, 21:30-22:30), and was carried out by the same team of four biologists who were experts in local herpetofauna. We sampled the herpetofauna using the method of Visual Encounter Survey (VES) (Crump and Scott, 1994), actively searching for reptiles and amphibians in the vegetation, as well as on the ground, logs and ground litter. We captured all observed individuals and identified them to species level. Before being released at the capture site, we marked each individual (toe-clipping in frogs and lizards and scale notching in snakes) to avoid counting the same animal more than once. Total search effort was 384 person-hours (12 plots x 4 surveys x 4 person's x 2 hours).

2.4 Statistical analysis

To evaluate the variation of the composition and structure of the herpetofauna throughout the landscape, we estimated 1) species richness, 2) abundance of individuals and 3) diversity indexes for each of the sampling plots. We estimated abundances with Shannon and Chao1 (Magurran, 2004), calculated in the software Past Ver 3.17 (Hammer, 2001). We built rank-abundance curves for each of the surveyed sites. These curves express the values of density of individuals of each species as a function of the range of abundance of species (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974; Magurran, 2004). We used these curves to identify the dominant species and visualize differences in assemblages' structure for each site.

To evaluate the response of the herpetofauna in general and for each of the different groups (snakes, lizards and frogs, except salamanders due to low sampling size) as a function of forest cover, we conducted a generalized linear mixed model (GLMM). The response variable was the abundance of individuals, number of species and Shannon diversity index for each sampling site and explanatory variables were 1) proportion of forest cover (POF, continuous), 2) size of buffers (B, with three levels: B250, B500 and B1000), and 3) the interaction between these two factors. We considered these terms as fixed factors, while the effect of the different buffers nested within a particular landscape as the random factor. For GLMMs we used a Poisson error and a logarithmic link function, given the count nature of the abundance (Faraway, 2004; Crawley, 2013). For each buffer we obtained a model of the form $y = mx + b$, where m is the slope and b the ordinate. We tested for differences between slopes among buffers and we obtained the regression lines from these models. GLMMs were performed using the packages *lme4* ver 1.1–13 (Bates et al., 2017) for R.

Using a multivariate approach, we explored whether differences in the assemblages of the herpetofauna changed as a function of landscape. We used a non-metric multidimensional scaling (NMDS; Oknassen et al., 2015). Using the five different attributes (AO, POF, H'L, TPat, NPat) for each of the buffers and through the *bioenv* algorithm (Clarke and Ainsworth, 1993) implemented in the *vegan* R package (Oknassen et al., 2015) for R, we selected the best subset of these landscape attributes by maximizing their correlation (using Euclidean distances) with community distance matrices

(using Bray Curtis distances). We also used the *bvstep* algorithm described by Clarke and Warwick (1998) to identify the best subset of species that represent the most important taxa and which also describes the assemblages' patterns. We subjected these methods to a permutation test to determine significance based on Spearman rank correlations among the landscape attributes and the community matrix (Oknassen et al., 2015). All analyses were conducted in R 3.5.2 (R Core Team, 2018).

3. Results

3.1 Composition and structure of the herpetofauna

We registered a total of 508 individuals of 28 species, 103 frogs (10 species, 4 families), 7 salamanders (2 species, 2 families), 377 lizards (8 species, 4 families) and 21 snakes (8 species, 4 families). *Craugastoridae* and *Eleutherodactylidae* were the richest frog families with 3 species each. We registered two salamander families (*Ambystomatidae* and *Plethodontidae*). *Phrynosomatidae* was the richest lizard family (5 species). *Colubridae* was the snake family with the highest number of species (4) (Table A1). The most abundant species of frogs was *Lithobates montezumae* (40 individuals), of salamanders *Ambystoma ordinarium* (6), of lizards *Anolis nebulosus* (201), and of snakes *Conopsis biserialis* (6) (Table A5). Three species were exclusive of POF: the frogs *Eleutherodactylus angustidigitorum*, *Dryophytes eximius*, and the snake *Geophis tarascae*. Fifteen species were exclusive of AO: the salamander *Ishtmura bellii*, the frogs *Craugastor augusti*, *C. occidentalis*, *Eleutherodactylus nitidus*, *E. modestus*, *Dryophytes arenicolor*, *Lithobates montezumae*, *L. neovolcanicus*, the lizards *Barisia imbricata*, *Plestiodon dugesii*, *Sceloporus horridus*, *S. utiformis* and

the snakes *Thamnophis pulchrilatus*, *Lampropeltis polyzona* and *Indotyphlops braminus* (Table A4).

Regarding frogs, we registered only 1-3 species per sampling site, except in S6 where no frogs were found. Salamanders (*Ambystoma ordinarium* and *Isthmura belli*) were found only at two sites (S2 and S8) and at these two sites *A. ordinarium* was the first or second most abundant taxa (Fig. 3; Table 1). Lizards were the group more widely distributed in the avocado belt landscape, with individuals registered in all 12 surveyed sites. In all sites, lizards were among the three most abundant species, representing in abundance 74% of all herpetofauna (Table A1). The lizard *Anolis nebulosus* was the most abundant of all species with 40% of all individuals (201). Rank-abundance curves showed that this species was registered in nine of the 12 sampling sites, being proportionally more abundant at low forest cover landscapes, such as S11 and S12, with 70-80% of all individuals belonging to this species (Fig. 3; Table A4). For snakes we found from 1 to 4 species per sampling site, except at four sites where no species were registered. Rank-abundance curves showed that only at S6 one species of snake was among the most three abundant species (Fig. 3, Table A1, Table A4).

Finally, the frogs *Craugastor occidentalis*, *Eleutherodactylus angustidigitorum* and *Lithobates neovolcanicus*, the lizard *Sceloporus horridus* and the snakes *Geophis tarascae*, *Indotyphlops braminus*, *Lampropeltis polyzona* and *Thamnophis pulchrilatus* were rare species with only one individual registered for each species (Table A4).

3.2 Landscapes attributes

Pine-oak forest cover variation among buffers was as follows: 0% to 100% in the 250 m buffer (mean=42%), 3% to 95% in 500 m buffer (mean=41%) and 9% to 86% in the 1000 m buffer (mean=39%) (Table A2, Fig. 2). The proportion of avocado orchards cover was negatively related to pine-oak forest cover in all three buffers (Table A2, A5). The number of types of patches varied between 2 and 4 types for the buffer 250 m, 3-6 in the buffer-500 m and 4 to 9 in the buffer-1000 m. Total number of patches varied among buffers, thus in buffer-250 m we found only 2 to 5 types, while for the largest buffer (1000 m) the number of types increased (5 to 29; Table A2, Fig. 2). Regarding Shannon diversity index, we also found a large variation among the 12 landscapes and among the three buffers. For buffer-250 m the least and most diverse landscapes were S6 and S5, with H' values of 0.11 and 0.99, respectively. For the buffer-500 m, S8 and S7 showed the smallest and largest diversity, while for buffer-1000 m, the smallest and largest diversity were found at S1 and S7, respectively (Fig. 2). In general, we found that proportion of POF cover was negatively related to Shannon index.

3.3 Assemblages' response to the landscape attributes

Overall, GLMM indicated a negative relationship between the total abundance of herpetofauna and the proportion of POF in the three surveyed buffers (250, 500, 1000 m) (POF: $\chi^2 = gl = p < 0.001$). Sites with higher forest cover (and lower AO cover) had the lowest abundances. This relationship varied among buffers' size (buffer: $\chi^2 = gl = p < 0.001$), specifically, the abundance dropped more severely for buffer-1000 m, making the interaction significant (POF:B= $\chi^2 = gl =$

$p < 0.001$, Fig. 4a). This relationship varied also among the taxonomic groups: anurans and lizards had a negative response to POF proportion and especially for lizards the GLMM also indicated a different response in terms of buffer size (Fig. 4 b, c, Table A3). By contrast snakes were more abundant at landscapes sites with higher forest cover and we did not detect differences among buffer size (Table A3). Regarding species richness, we found a similar response to that registered for abundance in lizards and snakes. Lizards and snakes showed the lowest and highest richness, respectively, as POF cover increased (Fig. 4 e, f). This response was similar among buffers (Table A3). Total number of species of herpetofauna in general and that of frogs in particular did not show a response to the proportion of POF or among buffers (Table A3). Diversity, measured as Shannon index, did not show any response to proportion of POF or buffers in herpetofauna in general or in any of the taxonomic groups (Table A3).

Based on the multivariate approach, NMDS plotted two groups of sites. The first group corresponds to sites where the centroid was at pine-oak forest (S2, S3, S4 and S6), while the rest of the sites were those where the centroid was at avocado orchards (Fig. 5). Overall, we found the best model of landscape attributes to be highly correlated ($\rho = 0.49$) with the community structure (Table A5). This best model found six of the 15 landscape metrics as the most correlated with the community structure (POF_500, POF_1000, HL_1000, NPat_500, TPat_500, TPat_1000; Fig. 5, Table A5). The NMDS ordination of the herpetofaunal assemblages produced a reasonable ordination with a stress of 0.154 (Fig. 5). The primary axis of variation in herpetofaunal community composition (NMDS1) appeared to be type of patches (TPat_1000), which

indicated higher landscape heterogeneity in the largest buffers, such as at sites S10, S11 and S12. At the NMDS ordination, these sites are contrary to the vectors, indicating higher forest cover (POF_1000 and POF_50, Fig. 5). The NMDS2 axis was more negatively correlated to proportion of forest (POF_1000 and POF_500) and number of patches. Such is the case of S2, S3, and S4 and S6, which had the highest POF. Based on this analysis we also identified a high correlation model for species ($\rho = 0.75$), which included the frogs *Craugastor hobartsmithi* and *Dryophytes eximius*, the generalist lizards *Anolis nebulosus* and *Sceloporus scalaris*, and the snake *Crotalus armstrongi* as the best subset of species. Specifically, *A. nebulosus* was more associated to low POF, high avocado orchard proportion and highly heterogeneous landscapes, while *C. hobartsmithi* and *D. eximius* were more associated with high forest cover landscapes (Fig. 5, Table A5).

4. Discussion

Of the 41 species of amphibians and reptiles previously registered in avocado orchards in the study area by Medina-Aguilar et al. (2011) and Marroquín-Páramo et al. (2017) we found 22 species (54%). Additionally, we recorded six species not reported by these authors, resulting in a total of 28 species. The additional six species in our study were *Eleutherodactylus angustidigitum*, registered in POF and *Craugastor augusti*, *Eleutherodactylus modestus*, *Lithobates neovolcanicus*, *Sceloporus utiformis* and *Thamnophis pulchrilatus*, registered in AO. The finding of additional species registered is probably result of a higher sampling effort of AO in our study in comparison to previous studies. These results suggest that 19 species (60%) of the original herpetofauna are lost in avocado

orchards landscape. Of these 19 species, 12 have been registered only in POF (Medina-Aguilar et al., 2011; Marroquín-Páramo et al., 2018)

In relation to landscape attributes we found that in the three buffers the proportion of AO cover increased in the landscape while the POF cover proportion decreased (mean proportion of POF cover at landscape level = ~40%). This tendency is frequently found in landscape mosaics dominated by monocultures (Galle et al., 2019). In general, this pattern of increment in AO cover affected positively total abundance of herpetofauna, but as suggested by GLMM, this relationship varied among buffers size and taxonomic groups.

In anurans, regardless of buffer size, abundance was higher in sites with high AO cover. In general, agricultural activities can affect amphibians through multiple pathways in either positive or negative directions (Koumaris and Fahrig, 2016). The association between amphibian abundance and AO cover that we found was in most part due to the dominance of *Lithobates montezumae* (39% in abundance), a generalist frog species that can thrive in disturbed habitats (Tschardt et al., 2012) and that was mainly found in AO sites in landscapes with higher proportion of AO cover. Another amphibian species with relatively high abundance was *Dryophytes arenicolor* (18% in abundance), also a generalist species that was found only in AO. These frogs are generalist species associated to natural and artificial water bodies. A large number of artificial ponds used for orchard irrigation were observed in AO. The registered amphibian richness (12 species) in our study area might be associated to landscape heterogeneity generated by different habitat types (Tews et al., 2004). An increase in number of available habitats associated to high levels of habitat heterogeneity (in our study,

Shannon diversity landscape) might promote the coexistence of species of amphibians with different functional traits (Fraga-Ramírez et al., 2017). Frogs that were associated to POF and to AO surrounded by POF had a small body size and terrestrial reproduction. These species are particularly sensitive to desiccation as its eggs are laid in the soil and the small body size of adults makes them susceptible to a relatively fast rate of body water loss through body surface evaporation. Thus, they are associated to forests' environmental conditions (Suazo-Ortuño et al., 2008; Urbina-Cardona and Reynoso, 2009). The two registered salamander species were associated to forest sites or to orchard sites close to POF sites. Both species are markedly associated to forest conditions and are highly susceptible to deforestation and agriculture activities (Parra-Olea et al., 2005; Escalera-Vázquez et al., 2018).

Although lizards presented a similar pattern to that of amphibians, that is, a negative association between abundance and proportion of POF cover, their abundance was more severely affected at the buffer-1000 m. Lizard richness was also negatively associated to POF cover, regardless of buffer class. Registered lizards were generalist species adapted to open spaces, probably associated to a higher efficiency in thermoregulation and foraging. These conditions have been associated with lizards' success in perturbed habitats (Suazo-Ortuño, et al., 2008). Heterogeneity (number and types of habitat patches) incremented in the buffer-1000 m, probably resulting in higher lizard abundance (Duelli, 1997). High lizard abundances and richness in agricultural landscapes have been reported in annual (Fernández-Badillo and Goyenechea-Mayer 2010; Dorrough et al., 2012; Lenhardt et al., 2017) and perennial (Canseco-Márquez and Gutiérrez-Mayen, 2006;

Pacheco-Figueroa et al., 2015) crops in different types of ecosystems. *Anolis nebulosus* was the widest distributed and abundant lizard species in the landscape. This small arboreal lizard is a generalist species associated to disturbed habitats with low forest cover (Fraga-Ramírez et al., 2017). In our study area, this species was highly associated to AO, and higher abundance levels were registered in sites with lower proportions of surrounding forest. Of the four lizards registered only in AO, *Sceloporus utiformis* was only found in sites close to POF. This lizard is a terrestrial species that uses litter and herb cover for shelter and foraging and has been reported to be disturbance sensitive (Suazo-Ortuño et al., 2008). *Sceloporus horridus* and *Barisia imbricata* were only present in sites of AO surrounded by other avocado orchards. *S. horridus* is a generalist species that presents a wide thermal tolerance and is frequently found in early successional secondary forests (Suazo-Ortuño et al., 2018), whereas *B. imbricata* can tolerate alterations to its original habitat of pine-oak forest and is frequently found under tree bark and fallen logs in agriculture fields (CONANP, 2014).

Most registered snake species were associated to POF, presenting a tendency of increased richness and abundance in sites with higher proportion of native vegetation in the landscape. Contrary to lizards and amphibians, as proportion of POF increased in the landscape, abundance and richness of snakes significantly increased regardless of buffer size. In general, snake species are considered rare in field surveys (Fraga-Ramírez et al., 2017) and rare reptile species are in general negatively affected by conversion of natural habitats, and therefore, their richness and abundance raises as proportion of native vegetation increases in the landscape (Kjoss and Litvaitis, 2001; Pulsford et al., 2017). Only

species associated to surface water bodies, a man-made physical feature (irrigation ponds) common in AO, and generalist snakes that tolerate a wide spectrum of environmental conditions and show strong preference for open habitats were principally registered in AO (e.g. *Thamnophis pulchrilatus*, *Lampropeltis polyzona* and *Indotyphlops braminus*) (López-Jurado et al., 2006; Row and Blouin-Demers, 2006; Suazo-Ortuño et al., 2015).

Based on the assemblage of herpetofauna and landscape attributes, the NDMS was able to identify two groups of landscapes. The first were more dominated by POF with low landscape heterogeneity, indicated by the Shannon landscape index, and by the number of types of patches at buffers size of 500 and 1000. By contrast, the rest of landscapes were more AO dominated, attaining higher heterogeneity. An interesting result is that AO dominated landscapes had higher abundance of herpetofauna, specifically generalist species of anurans and lizards. Other studies have also found that anthropogenic landscapes harbor higher or similar species richness and diversity of herpetofauna to those of native habitats. For example, species richness of herpetofauna from a region in Australia was higher in agricultural areas than in native forest habitats (Dittmer and Bidwell, 2018). Studies on anurans' assemblages have also found that other perennial agricultural crops, such as coffee plantations harbor higher or similar species richness and diversity than those of native habitats (Lara-Tufiño et al., 2019). It has been reported that reptiles' assemblages dominated by generalist species show a positive response to disturbance of native habitats, with higher diversity in grazing and shade coffee plantations than in tropical evergreen forests (Berriozabal-Islas et al., 2018).

4.1 Implication for biodiversity conservation

Higher levels of biodiversity would be expected to occur in perennial systems, as these systems (e.g. vineyards, apple, cacao, coffee orchards) are structurally complex. Therefore, this pattern would also be expected in the case of avocado orchards. Our study suggests that negative effects of the conversion of native pine-oak forest to avocado orchards, markedly depends on the landscape configuration, specifically, proportion of forest cover, as well as on the particular taxonomic group. We found that some groups or species may be benefited and become more abundant in landscapes with larger proportion of avocado orchards (generalist species of lizards and frogs), while others were exclusive or more associated to forest habitats (snakes and some amphibian species). Therefore, POF conversion to AO is a driver favoring the persistence and success of herpetofauna's generalist species. Thus, a strategy aiming at the conservation of a high proportion of the herpetofaunal diversity in avocado landscapes needs to promote the existence of a heterogeneous landscape with high proportion (>40%) of native patches of pine-oak forest.

5. Acknowledgements

This study was part of the Project Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (RED-CONACYT-REFAMA and CONACyT/PDCPN2016/Proyecto3053). The results of this study are part of the MS thesis of the principal author, under the direction of ISO. The principal author thanks the financial support of "Programa Nacional de Becas CONACYT (CVU 814418). We thank Jonatan Torres Perez Coeto, Abiud Abimelec Sánchez Pérez, Damian Berra Alanis for volunteering their time to help

with the fieldwork. We thanks to avocado producers for the attention and the facilities for the realization of this work. We thank Miguel A. Carretero and Verónica Gomes for helping in the statistical analyses and providing R scripts. NS is supported by a CEEC contract (CEEIND/02213/2017) from FCT-Fundação para a Ciência e Tecnologia (Portugal).

6. References

- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Grothendieck, G., 2017. lme4 package, version 1.1–13 [Computer software].
- Berriozabal-Islas, C., Ramírez-Bautista, A., Cruz-Elizalde, R., Hernández-Salinas, U., 2018. Modification of landscape as promoter of change in structure and taxonomic diversity of reptile\` s communities: an example in tropical landscape in the central region of Mexico. *Nature Conservation* 28, 33.
- Bravo-Espinoza, M., Sánchez-Pérez, J., Vidales-Fernández, J.A., Sáenz-Reyes, J.T., Chávez-León, J.G., Madrigal-Huendo, S., Muñoz-Flores, H.J., 2009. Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán. Mexico City: INIFAP.
- Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Miguet, P., Henckel, L., Kleijn, D., 2019. Local and Landscape Scale Effects of Heterogeneity in Shaping Bird Communities and Population Dynamics: Crop-Grassland Interactions, in: *Agroecosystem Diversity*. Elsevier, pp. 231–243.
- Bruggisser, O.T., Schmidt-Entling, M.H., Bacher, S., 2010. Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. *Biological Conservation* 143, 1521–1528. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.034>

- Canseco-Márquez, L., Gutiérrez-Mayén, M.G., 2006. Herpetofauna del municipio de Cuetzalan del Progreso, Puebla. Inventarios herpetofaunísticos de México: avances en el conocimiento de su biodiversidad (eds.). Sociedad Herpetológica Mexicana, AC, México, DF 180–196.
- Chávez León, G., Tapia Vargas, L.M., Bravo Espinoza, M., Sáenz Reyes, J., Muñoz Flores, H.J., Vidales Fernández, I., Larios Guzmán, A., Rentería Anima, J.B., Villaseñor Ramírez, F.J., Sánchez Pérez, J. de la L., 2012. Impacto de cambio de uso de suelo forestal a huertos de aguacate.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1998. Quantifying structural redundancy in ecological communities. *Oecologia* 113, 278–289.
- Clergue, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S., 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for sustainable development* 25, 1–15.
- CONANP, 2014. Ficha de indentificación: *Barisia imbricata* 4. URL https://www.conanp.gob.mx/conanp/dominios/iztapopo/documentos/fichas_de_especies/Barisia_imbricata.pdf (accessed 3.22.19).
- Cooper, W.E., Whiting, M.J., 2007. Universal Optimization of Flight Initiation Distance and Habitat-Driven Variation in Escape Tactics in a Namibian Lizard Assemblage. *Ethology* 113, 661–672. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2007.01363.x>
- Crump, M.L., Scott Jr, N.J., 1994. Visual encounter surveys. In 'Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians'.(Eds WR Heyer, MA Donnelly, RW McDiarmid, LC Hayek and MS Foster.) pp. 84–92.

- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., 2000. The interplay between climate change, forests, and disturbances & 4.
- Dittmer, D.E., Bidwell, J.R., 2018. Herpetofaunal species presence in buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) versus native vegetation-dominated habitats at Uluru-Kata Tjuta National Park. *Austral Ecology* 43, 203–212.
- Dorrough, J., McIntyre, S., Brown, G., Stol, J., Barrett, G., Brown, A., 2012. Differential responses of plants, reptiles and birds to grazing management, fertilizer and tree clearing. *Austral Ecology* 37, 569–582.
- Duelli, P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, ecosystems & environment* 62, 81–91.
- ESA, 2018. The European Space Agency. European Space Agency. URL <https://www.esa.int/ESA> (accessed 1.22.18).
- Escalera-Vázquez, L.H., Hernández-Guzmán, R., Soto-Rojas, C., Suazo-Ortuño, I., 2018. Predicting *Ambystoma ordinarium* Habitat in Central Mexico Using Species Distribution Models. *Herpetologica* 74, 117–126.
- Faraway, J.J., 2004. *Linear Models with R*, Chapman & Hall/CRC Texts in Statistical Science.
- Fernández-Badillo L, Goyenechea-Mayer I. 2010. Anfibios y reptiles del valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de biodiversidad* 81:705–712.
- Fisher, M., Taub, A., 2018. Building a Mini-State with Avocados and Guns. *The New York Times*.
- Fraga-Ramírez, Y., Suazo-Ortuño, I., Avila-Cabadilla, L.D., Alvarez-Añorve, M., Alvarado-Díaz, J., 2017. Multiscale analysis of factors influencing

- herpetofaunal assemblages in early successional stages of a tropical dry forest in western Mexico. *Biological conservation* 209, 196–210.
- Galindo-Tovar, M.E., Ogata-Aguilar, N., Arzate-Fernández, A.M., 2008. Some aspects of avocado (*Persea americana* Mill). Diversity and domestication in Mesoamerica. *Genet Resour Crop Evol* 55, 441–450.
<https://doi.org/10.1007/s10722-007-9250-5>
- Gallé, R., Happe, A.-K., Baillod, A.B., Tschamtker, T., Batáry, P., 2019. Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids. *Journal of Applied Ecology* 56, 63–72.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138, 166–179.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.017>
- Gutiérrez-Contreras, M., Lara-Chávez, M.B.N., Guillén Andrade, H., Chávez-Bárcenas, A.T., 2010. Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia* 35, 647–653.
- Hammer, Ø., Harper, D.A., Ryan, P.D., 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica* 4, 9.
- Jung, M. (2016). LecoS—A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological informatics*, 31, 18–21
- Katayama, N., 2016. Bird diversity and abundance in organic and conventional apple orchards in northern Japan. *Scientific reports* 6, 34210.

- Katayama, N., 2016. Bird diversity and abundance in organic and conventional apple orchards in northern Japan. *Scientific reports* 6, 34210.
- Kjoss, V.A., Litvaitis, J.A., 2001. Community structure of snakes in a human-dominated landscape. *Biological Conservation* 98, 285–292.
- Koumaris, A., Fahrig, L., 2016. Different anuran species show different relationships to agricultural intensity. *Wetlands* 36, 731–744.
- Lara-Tufiño, J.D., Badillo-Saldaña, L.M., Hernández-Austria, R., Ramírez-Bautista, A., 2019. Effects of traditional agroecosystems and grazing areas on amphibian diversity in a region of central Mexico. *PeerJ* 7, e6390.
- Lenhardt, P.P., Brühl, C.A., Leeb, C., Theissinger, K., 2017. Amphibian population genetics in agricultural landscapes: does viticulture drive the population structuring of the European common frog (*Rana temporaria*)? *PeerJ* 5, e3520.
- López-Jurado, L.F., Peña-Estévez, M.Á., Mateo, J.A., 2006. La culebrilla ciega de las macetas (*Ramphotyphlops braminus*), una nueva especie introducida en el archipiélago canario.
- Magurran, A., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwelly. Oxford. United Kingdom.
- Marroquín-Páramo, J.A., Suazo-Ortuño, I., Mendoza, E., Alvarado-Díaz, J., Siliceo-Cantero, H.H., 2017. Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 88, 234–240.

- Medina-Aguilar, O., Alvarado-Díaz, J., Suazo-Ortuño, I., 2011. Herpetofauna de Tacámbaro, Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 82, 1194–1202.
- Menzel, C.M., Le Lagadec, M.D., 2014. Increasing the productivity of avocado orchards using high-density plantings: A review. *Scientia Horticulturae* 177, 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.07.013>
- Monastersky, R. 2014. Biodiversity: Life—a status report. *Nature News*, 516, 158.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2015. Package 'vegan.' *Community ecology package, version 2*.
- Palacios, C.P., Agüero, B., Simonetti, J.A., 2013. Agroforestry systems as habitat for herpetofauna: is there supporting evidence? *Agroforest Syst* 87, 517–523. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9571-z>
- Parra-Olea, G., Garcia-Paris, M., Papenfuss, T.J., Wake, D.B., 2005. Systematics of the *Pseudoeurycea bellii* (Caudata: Plethodontidae) species complex. *Herpetologica* 61, 145–158. <https://doi.org/10.1655/03-02>
- Pulsford, S.A., Driscoll, D.A., Barton, P.S., Lindenmayer, D.B., 2017. Remnant vegetation, plantings and fences are beneficial for reptiles in agricultural landscapes. *Journal of applied ecology* 54, 1710–1719.
- QGIS Development, T., 2016. QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R. Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.

- Ramírez-Ramírez, I., 2001. Cambios en las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, Michoacán y Estado de México, 1971-1994-2000. *Investigaciones geográficas* 39–55.
- Row, J.R., Blouin-Demers, G., 2006. Thermal quality influences habitat selection at multiple spatial scales in milksnakes. *Ecoscience* 13, 443–450.
- Somarriba, E., Harvey, C.A., 2003. ¿Cómo integrar la producción sostenible y conservación de la biodiversidad en cacaotales orgánicos indígenas?
- Stanford, L., n.d. Constructing “quality”: The political economy of standards in Mexico’s avocado industry 18.
- Steffan-Dewenter, I., 2003. Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows. *Conservation Biology* 17, 1036–1044. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01575.x>
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., 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-Uribe, N., Márquez-Camargo, C., Gil Paz-Gutiérrez, J., David Rangel-Orozco, J., 2015. High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Tropical Conservation Science* 8, 396–423.
- Suazo-Ortuño, I., Benítez-Malvido, J., Marroquín-Páramo, J., Soto, Y., Siliceo, H., Alvarado-Díaz, 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.
- Suazo-Ortuño, L.E., Alvarado-Díaz, J., Medina, Torres, P., 2019. Anfibios y reptiles. La biodiversidad en Michoacán. Estudio de estado 2 II.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography* 31, 79–92.
- Thiébaud, V., 2011. Evolución del paisaje aguacatero en Michoacán: procesos socioeconómicos y procesos socioeconómicos y medio ambientales. *Estudios sociales* 235–255.
- Urbina-Cardona, J.N., Reynoso, V.H., 2009. Uso del microhábitat por hembras grávidas de la rana de hojarasca *Craugastor loki* en la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 80, 571–573.

Tables

Table 1. Sampling sites of landscape attributes and herpetofauna assemblages in the avocado belt in Michoacán, Mexico. % POF = percentage of pine-oak-forest, % AO = percentage of avocado orchards, % OTLU = percentages of other types of land use.

Study site	Acronym	Latitude	Longitude	Altitude	%POF	%AO	%OTLU
La Alberca	S1	19° 29' 13.4 " N	102° 00' 11.7"W	2020	86	12	2
Las truchas	S2	19° 21' 15.7 " N	101° 24' 04.2"W	2378	58	11	31
Cerro de la cruz	S3	19° 26' 21.4 " N	102° 03' 47.4"W	1790	56	3	41
Santa Clara	S4	19° 25' 11.4 " N	101° 39' 02.3"W	2229	47	0	53
Los magueyes	S5	19° 25' 54.9 " N	101° 51' 24.6"W	1814	43	41	16
El Estribo	S6	19° 31' 04.2 " N	101° 38' 18.4"W	2194	37	0	63
Los ecuaros	S7	19° 29' 28.0 " N	102° 01' 21.9"W	2071	34	28	38
Loma linda	S8	19° 18' 59.3 " N	101° 24' 44.7"W	2215	31	63	6
Noemi	S9	19° 20' 30.4 " N	101° 25' 39.5"W	2271	27	53	20
Ladera	S10	19° 29' 04.6 " N	101° 51' 55.6"W	1930	21	68	11
Lienzo	S11	19° 13' 43.5" N	101° 32' 20.1"W	1775	20	42	38
Santa Mónica	S12	19° 29' 56.0 " N	101° 52' 39.0"W	1915	9	63	28

Figures

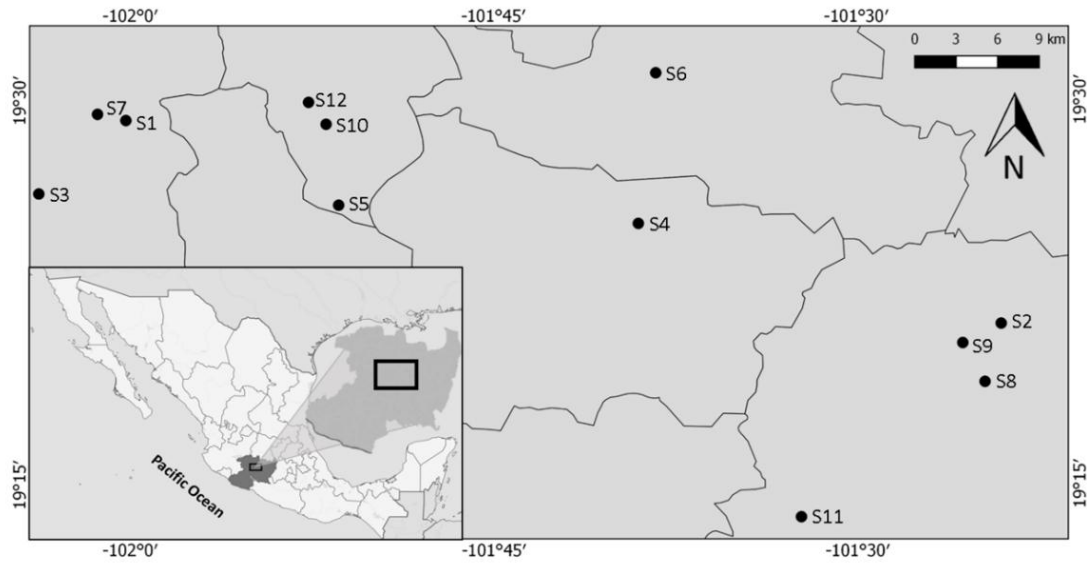


Figure 1. Study area and the 12 sampling sites (S1 to S12), where the herpetofaunal assemblages were surveyed in the avocado belt of Michoacan, Mexico.

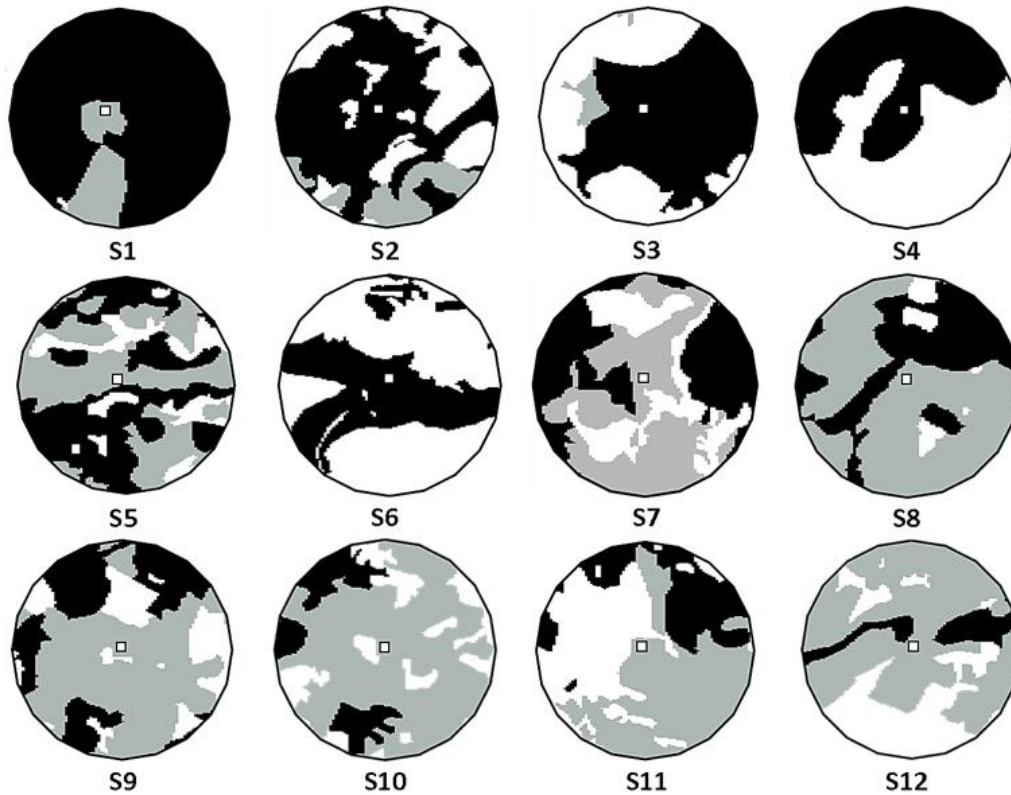


Figure 2. Landscape cover in the 1000 buffer around the study site (centroid), showing the different types of patches including: pine-oak forest (POF) in black, avocado orchard (AO) in gray and other types of land use (urban areas, deforested areas, agricultural areas, water bodies, greenhouses, pastures and reforested areas) are showed in white.

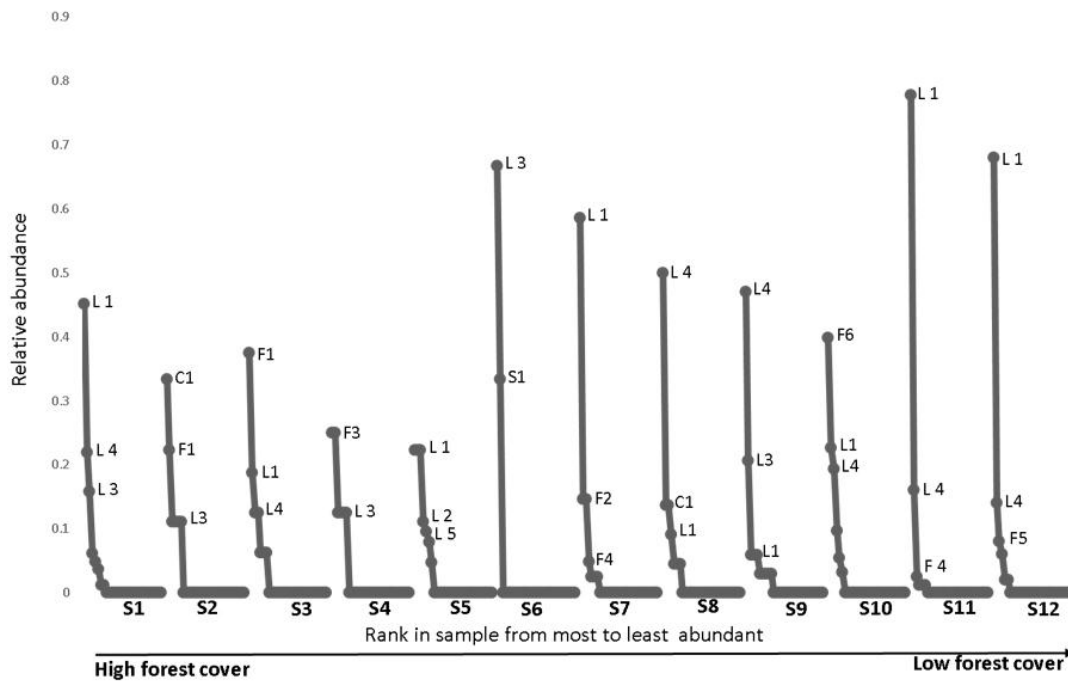


Figure 3. Rank-abundance curves of the herpetofaunal assemblages at each of the 12 landscapes studied. The three more abundant species at each site are shown. Initials indicate the corresponding herpetofaunal group: Frogs (F), salamanders (C), lizards (L) and snakes (S): F1. *Craugastor hobaresmithi*, F2. *Dryophytes arenicolor*, F3. *Dryophytes eximius*, F4. *Eleutherodactylus nitidus*, F5. *Eleutherodactylus modestus*, F6. *Lithobates montezumae*, C1. *Ambystoma ordinarius*, L1. *Anolis nebulosus*, L2. *Plestiodon dugessi*, L3. *Sceloporus grammicus*, L4. *Sceloporus torquatus*, L5. *Sceloporus utiformis* y S1. *Geophis petersi*.

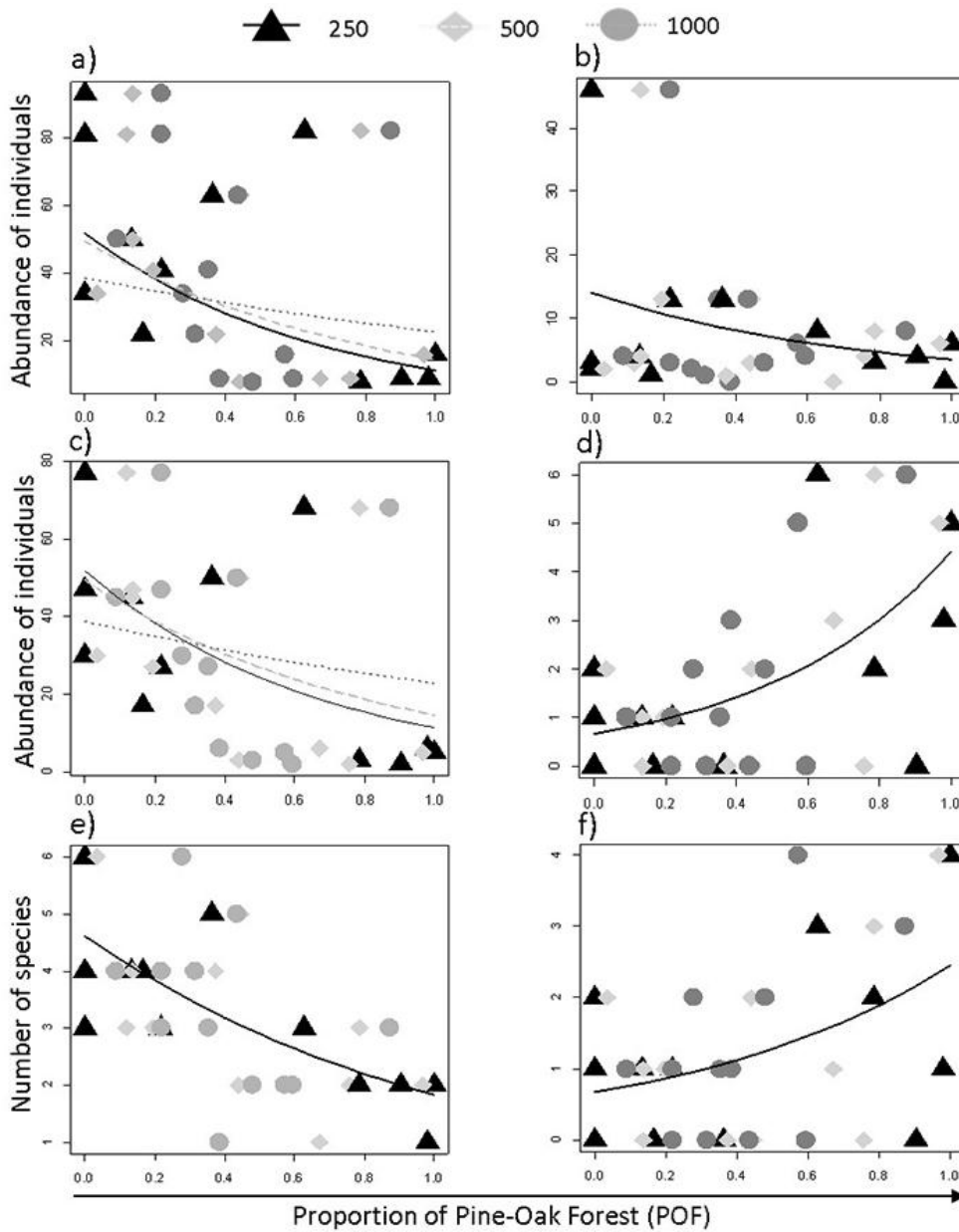


Figure 4. Response of the herpetofauna to the proportion of pine-oak forest (POF) in terms of abundance (a, total herpetofauna; b, frogs; c, lizards and d, snakes) and number of species (e, lizards and f, snakes). For charts c, d, e and f, no differences among buffers were found and only one trend line was predicted by the GLMM model and represented in the chart.

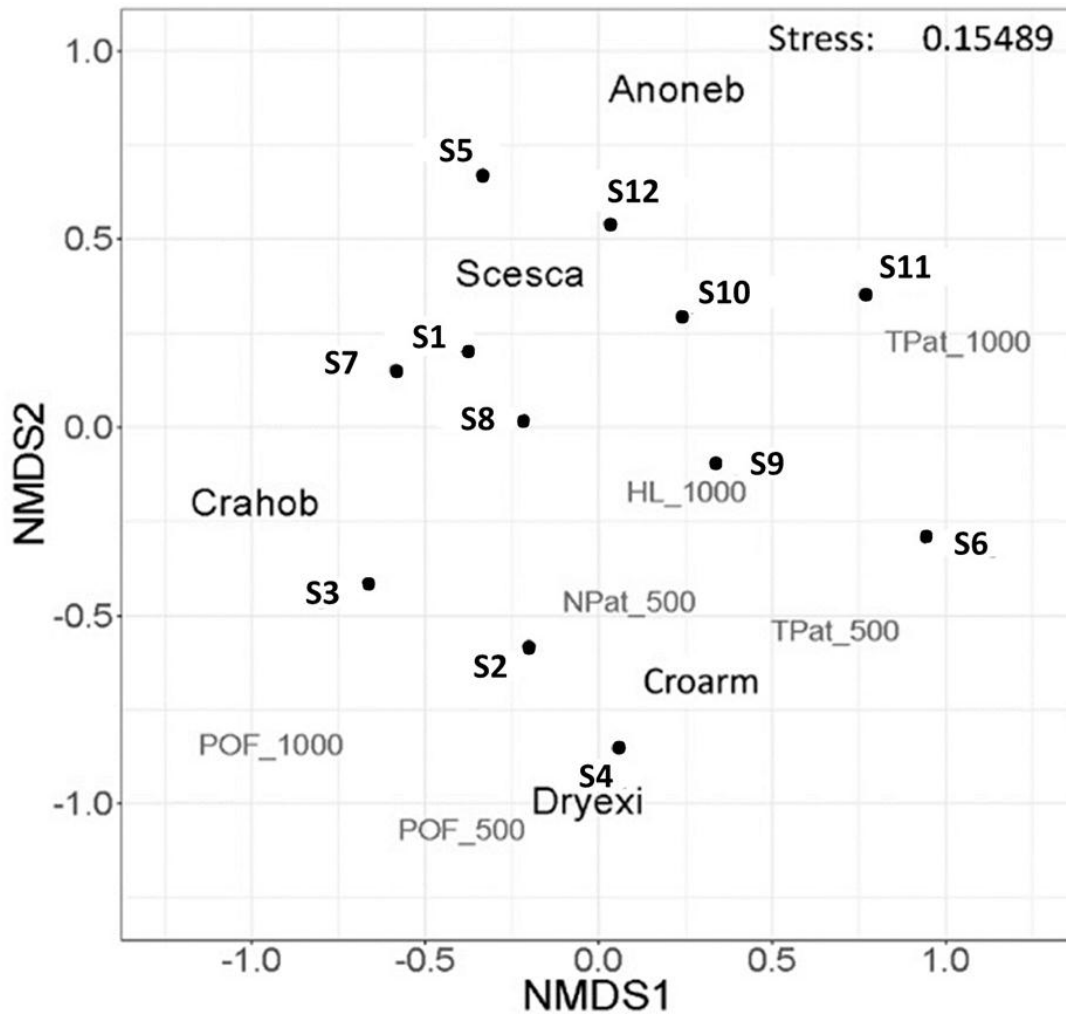


Figure 5. NMDS ordination of the herpetofaunal assemblages of 12 avocado sites with a gradient in landscape attributes. Gray arrows indicate the best subset of landscape attributes: POF_1000, POF_500, NPat_500, HL_1000, TPath_500 and TPat_100, while the best subset of species are indicated in black arrows: Anoneb=*Anolis nebulosus*, Scesca=*Sceloporus scalaris*, Crahob=*Craugastor hobartsmithi*, Dryexi=*Dryophytes eximius* and Croarm=*Crotalus armstrongi*. Black numbers indicate sites in a POF gradient where S1, and S12 represent the sites with higher and lower POF, respectively.

Appendices

Appendix Table A1. Abundance of species, number of observed species (Species) and Shannon index (Shannon_H) of herpetofaunal assemblages in each of the 12 study sites. See Table 1 for acronyms.

Study site	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
General												
Abundance	82	9	16	8	63	9	41	22	34	93	81	50
Species	8	6	7	6	7	2	7	7	10	6	6	6
Shannon_H	1.53	1.67	1.72	1.73	1.81	0.63	1.29	1.52	1.69	1.51	0.74	1.06
Frogs												
Abundance	8	4	6	3	13	0	13	1	2	46	3	4
Species	2	3	1	2	2	0	3	1	2	2	2	1
Shannon_H	0.66	1.04	0.01	0.64	0.69	-	0.91	0.01	0.69	0.49	0.64	0.01
Salamanders												
Abundance	0	3	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Species	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Shannon_H	-	0.1	-	-	-	-	-	0.56	-	-	-	-
Lizards												
Abundance	68	2	5	3	50	6	27	17	30	47	77	45
Species	3	2	2	2	5	1	3	4	6	4	3	4
Shannon_H	1.00	0.69	0.67	0.64	1.47	0.01	0.42	1.01	1.33	1.14	0.52	0.77
Snakes												
Abundance	6	0	5	2	0	3	1	0	2	0	1	1
Species	3	0	4	2	0	1	1	0	2	0	1	1
Shannon_H	0.87	-	1.33	0.69	-	0.01	0.01	-	0.69	-	0.01	0.01

Appendix Table A2. Attributes of the landscape in the 12 study sites (S1 to S12). POF_250, POF_500, POF_1000=Percentage of POF at each of the buffer sizes; AO_250, AO_500, AO-1000= Percentage of AO at each of the buffer sizes; TPat_250, TPat_500, TPat_1000= Types of patches at each of the buffer sizes; NPat_250, NPat_500, NPat_1000= Number of habitat patches at each of the buffer sizes; and H'L_250, H'L_500, H'L_1000= Shannon diversity landscape index at each of the buffer sizes.

Study site	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
POF_250	62	89	100	78	36	98	21	16	0	0	0	13
POF_500	77	74	95	44	44	67	19	37	3	13	11	13
POF_1000	86	58	56	47	43	37	34	31	27	21	20	9
AO_250	37	0	0	0	49	0	64	85	84	77	64	84
AO_500	21	0	2	0	41	0	43	87	80	76	45	60
AO_1000	12	11	3	0	41	0	29	64	54	68	43	63
TPat_250	2	4	2	2	3	3	4	2	3	3	2	3
TPat_500	3	5	5	3	3	6	5	4	6	5	4	4
TPat_1000	4	8	6	5	6	7	7	6	7	8	9	6
NPat_250	2	5	2	2	4	3	4	3	4	3	3	5
NPat_500	4	16	6	6	10	13	13	6	7	9	6	5
NPat_1000	5	29	13	12	24	25	28	14	28	22	23	14
H'L_250	0.66	0.92	0.19	0.52	0.99	0.11	0.95	0.45	0.52	0.61	0.65	0.47
H'L_500	0.67	1.24	0.52	0.70	1.01	0.86	1.40	0.57	0.66	0.82	1.03	0.51
H'L_1000	0.47	1.37	1.00	1.16	1.30	1.35	1.76	0.99	1.27	0.97	1.26	1.13

Appendix Table A3. Generalized linear mixed model (GLMM) show the response of the herpetofauna in general and for each of the different groups (snakes, lizards and frogs, except salamanders due to low sampling size) as a function of forest cover (POF), buffers size (BS) and POF:BS.

	Herpetofauna			Frogs			Lizards			Snakes		
	χ^2	D.f	p	χ^2	D.f	p	χ^2	D.f	p	χ^2	D.f	p
Abundance												
Pine-oak forest (POF)	128.07	1	<0.001	40.80	1	<0.001	119.43	1	<0.001	22.51	1	<0.001
Buffer size (BS)	0.21	2	ns	0.15	2	ns	0.34	2	ns	0.76	2	ns
POF:BS	9.86	2	<0.001	0.11	2	ns	9.93	2	<0.001	1.83	2	ns
No. Species												
Pine-oak forest (POF)	0.88	1	ns	0.17	1	ns	7.85	1	<0.001	7.83	1	<0.001
Buffer size (BS)	0.01	2	ns	0.01	2	ns	0.01	2	ns	0.15	2	ns
POF:BS	0.62	2	ns	0.44	2	ns	0.01	2	ns	0.65	2	ns
Shannon index												
Pine-oak forest (POF)	0.17	1	ns	0.01	1	ns	0.51	1	ns	0.91	1	ns
Buffer size (BS)	0.01	2	ns	0.01	2	ns	0.01	2	ns	0.05	2	ns
POF:BS	0.12	2	ns	0.37	2	ns	0.13	2	ns	0.43	2	ns

Appendix Table A4. Number of individuals and richness of species of herpetofaunal communities. In the 12 study sites (S1 to S12) in the central region of the Trans-Mexican volcanic belt in the state of Michoacan, Mexico.

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
Frogs												
<i>Craugastor augusti</i>	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Craugastor hobartsmithi</i>	5	2	6	0	0	0	6	1	0	0	0	0
<i>Craugastor occidentalis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dryophytes arenicolor</i>	3	0	0	0	0	0	6	0	0	9	0	0
<i>Dryophytes eximius</i>	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleutherodactylus</i>												
<i>angustidigitorum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Eleutherodactylus modestus</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	4
<i>Lithobates neovolcanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lithobates montezumae</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	37	1	0
Salamanders												
<i>Ambystoma ordinarium</i>	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Isthmura bellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Lizards												
<i>Anolis nebulosus</i>	37	0	3	0	14	0	24	3	2	21	63	34
<i>Barisia imbricata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Plestiodon dugesii</i>	13	0	0	0	14	0	1	2	7	3	0	3
<i>Sceloporus grammicus</i>	0	1	0	2	0	6	0	1	16	18	13	1
<i>Sceloporus horridus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Sceloporus scalaris</i>	0	1	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0
<i>Sceloporus torquatus</i>	18	0	2	1	5	0	2	11	2	5	0	7
<i>Sceloporus utiformis</i>	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0
Snakes												
<i>Conopsis biserialis</i>	4	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crotalus armstrongi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Geophis petersi</i>	1	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Geophis tarascae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lampropeltis polyzona</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Indotyphlops braminus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Storeria storerioides</i>	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thamnophis pulchrikatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Appendix Table A5. Information of NMDS (see Fig. 5).

Landscape attributes	Spearman Rho	p	Species	Spearman Rho	p
POF_500	0.51	0.054*	Anoneb	0.45	0.06
POF_1000	0.65	0.013*	Scesca	0.46	0.052
HL_1000	0.49	0.061	Crahob	0.54	0.028
NPat_500	0.47	0.069	Dryexi	0.52	0.027
TPat_500	0.56	0.042*	Croarm	0.41	0.07
TPat_1000	0.45	0.071			

Capítulo III

Discusión General

1. Discusión general

Los bosques templados mexicanos están siendo afectados por el cambio de uso del suelo, y la principal causa de ello es el incremento de la plantación de cultivos agrícolas (Masera et al., 1997). En el estado de Michoacán, los bosques templados se encuentran principalmente en el Eje Neovolcánico Transversal (Rzedowski y Huerta, 1978). En la última década más de 100 000 ha de bosque fueron destruidas debido a diversas actividades agrícolas, destacando el establecimiento del cultivo de aguacate (Pantoja, 2007). Este cultivo, ocupa el puesto 17 de las frutas más producidas en el mundo (FAO, 2011) y para lograr abastecer la alta demanda mundial de aguacate la superficie del cultivo en Michoacán aumentó de 21,241 ha en 1980 (Bravo-Espinoza et al., 2009) a 147,720 ha en 2016, incrementando un 695% (SIAP, 2016). Lo que ocasionó la deforestación de los bosques nativos (Barsimantov y Navia-Antezana, 2012) para ser remplazados por el cultivo de aguacate y el remplazo de los cultivos tradicionales de maíz y trigo (De la Tejera et al., 2012). Se ha documentado que, a nivel mundial, la conversión de tierras forestales a cultivos agrícolas, es una de las principales amenazas para la biodiversidad (Clergue et al., 2005; Palacios et al. 2013) estimándose que ha ocasionado la disminución del 48% de la diversidad de los vertebrados terrestres (mamíferos, anfibios y reptiles) (Gardner et al. 2007; Thompson et al., 2016). Dentro de los sistemas agrícolas, se ha predicho que los sistemas perennes, son estructuralmente complejos (Ramírez y Simonetti, 2011), lo que permite que en ellos se encuentre una fuente importante de alimentación

(insectos y fruta) y de refugio (Gove et al., 2008; Marsden et al., 2006), para los vertebrados.

En particular, la herpetofauna (anfibios y reptiles) está compuesta por diferentes grupos biológicos (caudados, anuros, serpientes, lagartos, entre otros) que difieren en sus características de historia de vida y vulnerabilidad (Vitt y Caldwell, 2013), por lo que es de esperarse que, los diferentes grupos, respondan de diferente manera a los atributos del paisaje agrícola (Gardner et al., 2007), ya que estos dependen de la composición de la matriz circundante (Fraga-Ramírez et al., 2017). Sin embargo, un alto porcentaje de especies se ven gravemente afectadas por las actividades agrícolas, en particular las especies especialistas, lo que se refleja en la composición de especies que dominan los paisajes agrícolas (Suazo-Ortuño et al., 2008; Suazo-Ortuño et al., 2015; Galicia, 2016.).

En Michoacán, la herpetofauna tiene especial relevancia por sus altos valores de riqueza y endemismo (Alvarado-Díaz et al., 2013), sin embargo, existen escasos estudios de la respuesta de la herpetofauna en bosques nativos (Medina-Aguilar et al. 2011) y solo un estudio de la respuesta de la herpetofauna al establecimiento de huertas de aguacate en el estado de Michoacán (Marroquín-Paramo et al., 2017). Debido a ello, en el presente trabajo se evaluó, la respuesta de la herpetofauna a la conversión del bosque de pino-encino (BPE) en huertas de aguacate (HA) en función de la vegetación nativa en la que se encuentran inmersas. Como resultado del estudio se registraron un total de 508 individuos pertenecientes a 28 especies, de éstas 377 individuos fueron lagartijas (8 especies), 103 ranas (10 especies), 21 serpientes (8 especies) y 7 salamandras (2

especies), lo que representa el 54% de las 41 especies previamente registradas para la zona de estudio por Medina-Aguilar et al. (2011) y Marroquín-Paramo et al. (2017). Seis de las 28 especies registradas no habían sido reportadas para la zona de estudio (cuatro especies de ranas, una especie de lagartija y una especie de serpiente).

La cobertura de bosque de pino-encino varió entre los diferentes buffers en los que se estudió el paisaje aguacatero: 0% a 100% (media=42%) en el buffer de 250m, 3% a 95% (media=41%) en el buffer de 500 m y 9% a 86% (media=39%) en el buffer de los 1000m. En todos los casos la proporción de huertas de aguacate estuvo negativamente relacionada con la cobertura de bosque de pino-encino. Los tipos de parche, el número total de parches y el índice de diversidad de Shannon del paisaje variaron entre los dos 12 sitios estudiados. En general se encontró que la proporción de BPE estuvo negativamente relacionada con el índice de diversidad de Shannon del paisaje. Los análisis estadísticos indicaron una relación negativa entre la abundancia total de la herpetofauna y la proporción de BPE. Los sitios con más altas coberturas de huertas de aguacate tuvieron altas abundancias de anfibios y reptiles. Esta relación varió entre los grupos taxonómicos: los anuros y las lagartijas tuvieron una respuesta negativa entre mayor fue la cobertura de bosque de pino-encino (BPE), mientras que las serpientes fueron más abundantes en sitios con mayor cobertura de BPE. En relación con el número de especies, las lagartijas y las serpientes mostraron una menor y más alta riqueza de especies, respectivamente, conforme aumentó la cobertura de BPE. Esta respuesta fue similar entre los diferentes tamaños de

buffers. Con base en el ensamblaje herpetofaunístico y los atributos del paisaje, los análisis multivariados fueron capaces de identificar dos grupos de paisaje. El primero dominado por bosques de pino-encino con una baja heterogeneidad del paisaje y el segundo dominado por huertas de aguacate con una mayor heterogeneidad del paisaje. A partir de los resultados de éste estudio, se puede observar que al igual y como se ha reportado para otros estudios, los atributos del paisaje y lo que ocurre en la matriz circundante afecta la respuesta de la herpetofauna, ya sea de manera negativa, positiva o neutra dependiendo del grupo taxonómico (Wilson et al., 2003; Olalla-Tárraga et al., 2007; Suazo-Ortuño et al., 2008; Vitt y Caldwell, 2013; Deheuvels et al., 2014; Fraga-Ramírez et al., 2017).

En el caso de los anfibios, como las ranas y las salamandras, al presentar un rango de desplazamiento pequeño (40m^2) (Wilson et al., 2003), son más sensibles ante las perturbaciones del paisaje. La respuesta positiva de las ranas a la alta proporción de HA en el paisaje, es atribuida a la presencia de cuerpos de agua artificiales dentro de las HA, mientras que en el caso particular de *Craugastor hobartsmithi* y *Dryophytes eximius* su preferencia por una alta proporción de POF en el paisaje se puede explicar por su tamaño pequeño y por su asociación con áreas de bosque. La mayor riqueza ya abundancia de las lagartijas en los sitios más heterogéneos y con mayor cobertura de HA se asocia a la condición generalista de la mayoría de las especies registradas en éste estudio. En el caso de las serpientes, su asociación con los sitios de alta cobertura de BPE

puede explicarse por su rareza, que las hace más susceptibles a la conversión de sus hábitats naturales.

Previo a este estudio, se había planteado que en los sistemas agrícolas perennes pueden ocurrir altos niveles de biodiversidad en respuesta a su complejidad estructural, por lo que se esperaba que las HA presentaran un patrón similar. Los resultados del presente estudio sugieren que los efectos negativos de la conversión de BPE a HA marcadamente dependen de la configuración del paisaje, específicamente de la proporción de cobertura forestal nativa y del grupo taxonómico. Se encontró que algunos grupos de especies pueden ser beneficiadas y ser más abundantes en paisajes con una mayor proporción de HA (especies generalistas de lagartijas y anuros), mientras que otras son exclusivas o están más asociadas a los hábitats de bosque (serpientes y algunas especies de anfibios). Por lo tanto, la conversión del BEP a HA puede ser promotor de la persistencia y el éxito de especies de anfibios y reptiles generalistas. Una estrategia que puede ayudar a la conservación de la herpetofauna en estos paisajes es la de promover el mantenimiento y conservación de un paisaje agrícola con una alta proporción de cobertura de BPE (>40%). Finalmente se recomienda continuar con las investigaciones necesarias que ayuden a dilucidar de una manera más detallada el papel de factores asociados al paisaje aguacatero, como las ollas de captación de agua y los incendios forestales y de esta manera contribuir a la conservación de la biodiversidad en estos paisajes agrícolas, cada vez más dominantes en el Eje neovolcánico Transversal.

Literatura citada

- Barsimantov J, Antezana JN. 2012. Forest cover change and land tenure change in Mexico's avocado region: ¿Is community forestry related to reduced deforestation for high value crops? *Applied Geography* 32:844–853.
- Chávez León G, Tapia Vargas LM, Bravo Espinoza M, Sáenz Reyes J, Muñoz Flores HJ, Vidales Fernández I, Larios Guzmán A, Rentería Anima JB, Villaseñor Ramírez FJ, Sánchez Pérez J de la L. 2012. Impacto de cambio de uso de suelo forestal a huertos de aguacate.
- Clergue B, Amiaud B, Pervanchon F, Lasserre-Joulin F, Plantureux S. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for sustainable development* 25:1–15.
- Deheuvels O, Rousseau GX, Quiroga GS, Franco MD, Cerda R, Mendoza SJV, Somarriba E. 2014. Biodiversity is affected by changes in management intensity of cocoa-based agroforests. *AgroForestry Systems* 88:1081–1099.
- FAO. 2014. La alimentación y la agricultura en América Latina y el Caribe. Available from <http://www.fao.org/3/a-i3592s.pdf>. (accessed February 8, 2019).
- Fraga-Ramírez Y, Suazo-Ortuño I, Avila-Cabadilla LD, Alvarez-Añorve M, Alvarado-Díaz J. 2017. Multiscale analysis of factors influencing herpetofaunal assemblages in early successional stages of a tropical dry forest in western Mexico. *Biological conservation* 209:196–210.
- Galicia L, Gamboa Cáceres AM, Cram S, Chávez Vergara B, Peña Ramírez V, Saynes V, Siebe C. 2016. Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34:1–29.

- Gardner TA, Barlow J, Peres CA. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166–179.
- Gardner TA, Barlow J, Peres CA. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166–179.
- Gove AD, Hylander K, Nemomisa S, Shimelis A. 2008. Ethiopian coffee cultivation—Implications for bird conservation and environmental certification. *Conservation Letters* 1:208–216.
- Marroquín-Páramo JA, Suazo-Ortuño I, Mendoza E, Alvarado-Díaz J, Siliceo-Cantero HH. 2017. Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 88:234–240.
- Marsden SJ, Symes CT, Mack AL. 2006. The response of a New Guinean avifauna to conversion of forest to small-scale agriculture. *Ibis* 148:629–640.
- Medina-Aguilar O, Alvarado-Díaz J, Suazo-Ortuño I. 2011. Herpetofauna de Tacámbaro, Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 82:1194–1202.
- Olalla-Tárraga MÁ, Rodríguez MÁ. 2007. Energy and interspecific body size patterns of amphibian faunas in Europe and North America: anurans follow Bergmann's rule, urodeles its converse. *Global Ecology and Biogeography* 16:606–617.

- Palacios CP, Agüero B, Simonetti JA. 2013. Agroforestry systems as habitat for herpetofauna: is there supporting evidence? *Agroforestry Systems* 87:517–523.
- Pantoja A. 2014. Aguacate “El oro verde”. *Boletín estadístico del sector agropecuario* 11:9–10.
- Ramírez PA, Simonetti JA. 2011. Conservation opportunities in commercial plantations: the case of mammals. *Journal for Nature Conservation* 19:351–355.
- Rzedowski J, Huerta L. 1978. *Vegetación de México* editorial limusa. México, DF.
- Suazo-Ortuño I, Alvarado-Díaz J, 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, Gil Paz-Gutiérrez J, David Rangel-Orozco J. 2015. High Resilience of Herpetofaunal Communities in a Human-Modified Tropical Dry Forest Landscape in Western Mexico. *Tropical Conservation Science* 8:396–423.
- Thompson ME, Nowakowski AJ, Donnelly MA. 2016. The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use: Response of Herpetofauna to Land Use. *Conservation Biology* 30:249–258.
- Vitt LJ, Caldwell JP. 2013. *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic Press.

Willson JD, Dorcas ME. 2003. Effects of Habitat Disturbance on Stream Salamanders: Implications for Buffer Zones and Watershed Management. *Conservation Biology* 17:763–771.