



REFAMA
Estudiar
Conocer
Proponer
COEXISTIR

Fauna Nativa en Ambientes Antropizados



Editores

Aurelio Ramírez-Bautista
Rubén Pineda-López



Fauna Nativa

en

Ambientes Antropizados

Editores

Aurelio Ramírez-Bautista

Rubén Pineda-López





Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ)

Directorio

Universidad Autónoma de Querétaro

Dr. Gilberto Herrera Ruiz
Rector

Dr. Irineo Torres Pacheco
Secretario Académico

Q.B. Magali E. Aguilar Ortiz
Secretaria de Extensión Universitaria

Dra. Margarita Teresa de Jesús García Gasca
Directora de la Facultad de Ciencias Naturales

LLME. Verónica Núñez Perusquía
Directora de la Facultad de Lenguas y Letras

Tec. Prof. Ricardo Saavedra Chávez
Coordinador de la Editorial Universitaria

REFAMA

Consejo Técnico Académico

Robert W. Jones

Claudia E. Moreno Ortega

Ireri Suazo Orduño

Javier Ponce Saavedra

Christian Martínez Chávez

Hipolito Cortez Madrigal

Rubén Pineda López

Fauna Nativa en Ambientes Antropizados

Es una publicación de la Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA), apoyada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) e impresa por la Universidad Autónoma de Querétaro (UAQ).

José Ramón Montijo González
Diseño Editorial

Todos los capítulos de este libro fueron arbitrados por el Comité Científico.

Forma sugerida de citar

Ramírez-Bautista, A. y R. Pineda-López (Eds.). 2016. Fauna Nativa en Ambientes Antropizados. CONACYT-UAQ. Querétaro. México. 237 páginas.

D.R.© Universidad Autónoma de Querétaro,
Centro Universitario, Cerro de las Campanas s/n,
Código Postal 76010, Querétaro, Qro., México

ISBN: 978-607-513-219-8

Forma sugerida de citar un resumen

Autores. 2016. Título del trabajo. Páginas. En Ramírez-Bautista, A. y R. Pineda-López (Eds.). Fauna Nativa en Ambientes Antropizados. CONACYT-UAQ. Querétaro. México.

Primera edición, junio de 2016

Hecho en México

Made in Mexico

Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados

REFAMA
www.refama.org



REFAMA
Estudiar
Conocer
Proponer
COEXISTIR

REFAMA es una red temática apoyada por CONACYT que integra a interesados en el conocimiento y conservación de la fauna nativa en ambientes antropizados de México, tanto de sectores académicos como gubernamentales, sociales y privados.

Su objetivo es ampliar y potencializar los alcances de la investigación de la fauna nativa en ambientes antropizados de México, mediante la formación de una red de académicos y usuarios para impulsar mejores y mayores trabajos de investigación y de formación de recursos humanos en forma planeada, conjunta y multi-transdisciplinaria, de tal manera que promueva una sinergia de los esfuerzos y recursos humanos y materiales que en este tema se encuentran en el país o en el extranjero, y se obtenga un mayor impacto en su conocimiento y en propuestas de manejo y conservación que se socialicen e integren en políticas públicas e iniciativas privadas.

Agradecimientos

A Laura Arizmendi por el apoyo logístico recibido. Al Comité Científico de REFAMA por la revisión de los manuscritos. A los posdoctorantes Ernesto Recuero Gil, Jaime M. Calderón Patrón y Omar Hernández Ordóñez por su ayuda en la revisión de formato en los escritos. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo otorgado al proyecto Red Temática CONACYT clave 251272 “Biología, Manejo y Conservación de la Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”.

Propuesta original de logo y lema

Javier Ponce Saavedra

Hipolito Cortez Madrigal

Diseño artístico de logo

Iván Mejía Fabela

Diseño editorial

José Ramón Montijo González

Comité Científico

Ireri Suazo Ortuño

Eduardo Mendoza Ramírez

Fernando Rosas Pacheco

Ivonne Herrerías Diego

Javier Alvarado Díaz

Gisela Ríos Durán

Claudia E. Moreno Ortega

Iriana L. Zuria Jordán

Ignacio E. Castellanos Sturemak

Claudia Patricia Ornelas García

Rubén Pineda López

Aurelio Ramírez Bautista

Contenido

Presentación	9
Prólogo	11
Ambientes Urbanos	13
Ecología urbana: Patrones generales y direcciones futuras. Ian MacGregor-Fors	15
La masa corporal explica la dominancia de <i>Artibeus</i> (Phyllostomidae) en ambientes urbanos. Romeo A. Saldaña-Vázquez y Jorge E. Schondube	23
Diversidad de la comunidad de mamíferos en un área urbana protegida bajo restauración ecológica. Montserrat Ortega Roldán y Javier Salgado Ortiz	35
¿La urbanización puede repercutir en la abundancia, tamaño corporal y peso de las abejas <i>Macrotera sinaloana</i> (Andrenidae) y <i>Osmia azteca</i> (Megachilidae)? Karina Sánchez Echeverría, Ignacio Castellanos, Karina Cué Hernández, Rafael Céron Gómez, Luis Felipe Mendoza Cuenca, Iriana Zuria y Gerardo Sánchez Rojas	43
Diversidad de aves en áreas verdes de zonas urbanas: una revisión para México. Remedios Nava Díaz	51
¿Un inocente bocadito? Alimentando a las aves urbanas, revisión del caso de los colibríes. Oliva Ramírez-Segura	65
Artrópodos como removedores de residuos orgánicos en el campus de Ciudad Universitaria de la BUAP. Elsa Morales-Vásquez y César Antonio Sandoval-Ruiz	77

Impacto de la ciudad de Morelia sobre la estructura, composición y dieta de la comunidad de murciélagos. Alicia Chávez Estrada, Jazmín Martínez Mijares, Yvonne Herreras Diego, Marcos Adrián Sandoval Soto y Marisela Pineda Cortés	87
Diversidad de especies de anfibios y reptiles en dos ambientes, natural y antropizado en el estado de Hidalgo, México. Itzel Magno-Benítez, Aurelio Ramírez-Bautista y Raciél Cruz-Elizalde	97
Ambientes Agropecuarios y Forestales	107
Fauna nativa en plantaciones de <i>Pinus radiata</i> : del desierto verde a la sustentabilidad forestal. Javier A. Simonetti, Audrey A. Grez y Pablo M. Vergara	109
Importancia de los elementos de un paisaje antropizado para la retención de diversidad de murciélagos en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Oscar Muñoz Jiménez, Rafael Villegas Patraca, M. Cristina Mac Swiney G. y Juan Carlos López-Acosta	115
Comunidades de especies nativas de lombrices de tierra en la región de Nochixtlan-Tilantogo, Oaxaca. Dionicio Juárez Ramón, Martha Denice Mendoza Valero, Jesús Francisco López Olguín	123
Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México. Carolina Hernández Maya y Javier Salgado Ortiz	133
Implicaciones genéticas de la antropización ambiental. Ernesto Recuero	141
Patrones de herbivoría, morfología y asimetría fluctuante bajo el efecto de la fragmentación en un bosque tropical seco. Abel Pérez Solache, Yvonne Herreras Diego, Janette Iliana Parra Villa, Pablo Cuevas Reyes y Luis Felipe Mendoza Cuenca	149
Anfibios y reptiles en bosques tropicales y subtropicales en ambientes afectados por actividades agropecuarias: una revisión global. Omar Hernández Ordóñez e Ileri Suazo Ortuño	157

El estudio de los mamíferos en cafetales de México: tendencias y resultados. Jaime Manuel Calderón Patrón	179
Ambientes Acuáticos Perturbados	189
A case for conservation of the blind Mexican cavefish: An invaluable model for evolutionary and genomic studies. Joshua B. Gross	191
Biología reproductiva del pedrete corona negra (<i>Nycticorax nycticorax</i>) en la Laguna de Zumpango, México, México. Araceli Janette Rodríguez Casanova e Iriana Zuria	203
Especies invasoras como factor de antropización ambiental. Ernesto Recuero	213
Diez años de monitoreo biológico de <i>Smilisca dentata</i> , anuro endémico del centro del país y propuestas para su conservación. Gustavo Ernesto Quintero-Díaz, Ana Gisele Pérez-Delgadillo, Carolina Chávez-Floriano, Armando Cardona-Arceo, Edith Alejandra Orozco-Medina, Guillermo Martínez de la Vega y Carlos Armando Romo-Rivera	223
La Acuacultura, una alternativa para la recuperación del Pescado Blanco (<i>Chirostoma estor</i>) del Lago de Pátzcuaro. Margarita Hernández-Martínez y Daniel Hernández-Montaño	231

Presentación

En este libro se presentan experiencias sobre el conocimiento y la conservación de la fauna en ambientes antropizados de México y Chile. La antropización se puede definir como la transformación que ejerce el ser humano sobre los paisajes naturales de los diferentes ecosistemas del planeta. En este proceso están involucrados diversos factores, tanto económicos como políticos y sociales, los cuales promueven a una tasa acelerada la modificación del hábitat de incontables especies animales en los diferentes ecosistemas del mundo. En México, la antropización ocurre ampliamente y afecta a su amplia riqueza biótica. Como se señala en el prólogo, esto se observa de forma muy común en la tasa acelerada del efecto antrópico en aspectos como cambios de uso de suelo, contaminación, deforestación, cambio climático y la disminución de las poblaciones vegetales.

Preocupados por esta situación, cuerpos académicos de universidades del centro del país sometimos un proyecto a CONACyT llamado “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de la Fauna Nativa en Ambientes Antropizados” bajo las premisas de: 1) no es suficiente crear y mantener áreas naturales protegidas donde se trate de resguardar a las especies animales, sino también se deben implementar medidas de estudio y manejo de la fauna en los propios ambientes impactados por el hombre con el fin de promover su conservación, y 2) para lograr esto último, es necesario la participación de diferentes sectores sociales: el académico, el político-gubernamental, organizaciones públicas y privadas, así como la sociedad en general.

El objetivo de esta red es promover la vinculación de los sectores señalados, para lo que se cuenta con la página www.refama.org, así como se organizó el Primer Congreso en Fauna Nativa en Ambientes Antropizados en octubre del 2015, en el que se presentaron 12 conferencias magistrales dictadas por expertos nacionales e internacionales y 109 trabajos de investigación en los que colaboraron investigadores de 99 laboratorios o dependencias de universidades públicas y organizaciones no gubernamentales. También se llevaron a cabo mesas redondas para discutir aspectos importantes de la actualidad y perspectivas de la fauna en México.

Las experiencias sobre el conocimiento y la conservación de la fauna en ambientes antropizados que se presentan en este libro, para fines prácticos se presentan en

tres apartados que corresponden a los ambientes urbanos, agropecuarios-forestales y acuáticos perturbados. Debido a la amplitud del tema, esto es apenas un inicio de la conjunción de experiencias y puntos de vista necesarios para trabajar colectivamente en responder al reto de cuidar la riqueza faunística de nuestro país.

Los editores

Prólogo

El gran reto para el siglo 21 es llevar a toda la población humana a una calidad de vida decente mientras preservamos lo más posible de los demás seres vivos.

- Edward O. Wilson

Una de las características de la especie humana es su capacidad de alterar su ambiente. En el siglo XXI el impacto acumulado de la población humana ha logrado afectar, de una forma u otra, a todos los ambientes de la biósfera hasta poner en riesgo el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de reciclar agua, nutrientes y oxígeno, así como perturbar las vías del flujo de energía. Las estimaciones varían, pero alrededor de 50% de la superficie terrestre del planeta ha sido transformada por actividades humanas. Por ejemplo, de la superficie boscosa, entre 8-13 millones de km² han sido convertidos a áreas cultivadas o agostaderos para animales domésticos, lo que significa una pérdida de entre 15-25% de la superficie total de bosques y selvas. En breve, los ambientes antropizados, o sea los ambientes notablemente impactados por actividades humanas, representarán la mayoría de los ambientes del planeta. Sin embargo, a pesar de la ubicuidad e importancia de dichos ambientes, el estudio de su biodiversidad, procesos ecológicos y funcionamiento está en una fase inicial, especialmente para un país megadiverso y con una alta diversidad beta como lo es México.

México es considerado un país megadiverso debido a su excepcional riqueza y endemismo de especies. Sin embargo, una mayoría de ellas no se encuentran resguardadas en las Áreas Naturales Protegidas decretadas, las cuales inclusive no solo pueden presentar deterioro ambiental, sino que permanecen en áreas fuertemente antropizadas, por lo que, México ocupa primeros lugares especies de vertebrados en riesgo y se espera que las amenazas antropogénicas crezcan exponencialmente acorde a la tasa de crecimiento de la población humana.

Ante este panorama, hay preguntas básicas y substanciales sobre ambientes antropizados que es imperativo investigar, que incluyen: ¿Cuánta biodiversidad tienen los ambientes antropizados y cuáles son los factores determinantes en las diferencias entre ambientes? ¿Cuáles son las características ecológicas y genéticas que permiten mantener poblaciones en esos hábitats? ¿Cómo se adaptan las especies a los hábitats nuevos que incluyen a los agroecosistemas y hábitats urbanos? ¿Cómo se forman las comunidades en estos ambientes?

El objetivo del presente libro es, en parte, generar un discurso sobre dichas preguntas y potencializar los alcances de la investigación de la fauna nativa en ambientes antropizados de México, así como plantear posibles nuevas líneas de investigación e interacción a través de la colaboración entre la comunidad científica nacional e internacional y con los sectores sociales y gubernamentales.

Robert W. Jones y Rubén Pineda-López



Ambientes Urbanos





Ecología urbana:

Patrones generales y direcciones futuras

Ian MacGregor-Fors

Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.

Correo electrónico: ian.macgregor@inecol.mx



<http://static.panoramio.com/photos/original/82476747.jpg>

Resumen

La urbanización es un proceso que transforma drásticamente los sistemas preexistentes, representando una amenaza para la biodiversidad. Sin embargo, las zonas urbanas son sistemas abiertos a la llegada de especies que logran usar sus recursos y sobrevivir a sus amenazas. En general, la respuesta de la vida silvestre ante la urbanización es tricotómica: las especies evaden, hacen uso de o residen en áreas urbanizadas. Lo anterior muestra la oportunidad de manejar y planear las zonas urbanas para mantener y potenciar la biodiversidad dentro de sus linderos. Si bien existen patrones generales de ecología urbana (e.g., pérdida de especies con la urbanización, grandes abundancias de pocas especies generalistas), las particularidades de las zonas urbanas en diferentes regiones del mundo generan patrones y procesos ecológicos singulares. Aunque América Latina es un área de fundamental importancia para la conservación biológica, es una región altamente urbanizada. Desafortunadamente, la información sobre la respuesta de la vida silvestre ante la urbanización en esta región es limitada, con el territorio mexicano no siendo una excepción. Por lo tanto, resulta imperativo conocer y comprender a las zonas urbanas desde la mayor cantidad de perspectivas y enfoques posibles con la finalidad de situar un balance entre nuestra forma de vivienda moderna y los efectos ecológicos que conlleva.

Palabras clave: Biodiversidad; comunidades; manejo urbano; planeación; poblaciones; urbanización.

La urbanización es un proceso que está ligado estrechamente con el desarrollo económico y que transforma drásticamente los sistemas preexistentes (Berkowitz *et al.*, 2003; McKinney, 2006; Bettencourt *et al.*, 2007). Las modificaciones que ocurren en el terreno durante el proceso de urbanización son generalmente duraderas, por lo que, resulta sumamente improbable la recuperación de los sistemas preexistentes por medio de pro-

cesos de sucesión ecológica (Alberti *et al.*, 2003; McKinney, 2006). Desde su establecimiento, las zonas urbanas conforman sistemas complejos resultantes de las interacciones y de los mecanismos de retroalimentación entre la toma de decisión humana y los procesos ecológicos (Alberti *et al.*, 2003; Batty, 2008). Debido a que la población mundial se concentra actualmente en zonas urbanas, con 54% residiendo en ciudades (UN, 2014),

las demandas ambientales que imponen son alarmantes (Wackernagel *et al.*, 2006). Dicho proceso resulta en cambios ambientales drásticos a diferentes escalas y ha sido relacionado con algunos de los componentes más importantes del cambio global (e.g., cambio de uso del suelo, alteración de ciclos biogeoquímicos, cambio climático, pérdida de especies, invasiones biológicas; Grimm *et al.*, 2008).

Las alteraciones ambientales generadas por el establecimiento o crecimiento de una zona urbana imponen una amenaza para la biodiversidad a diferentes escalas espaciales (Czech y Krausman, 1997; Czech *et al.*, 2000; Grimm *et al.*, 2008; McKinney, 2008). No obstante, como lo subrayó John T. Emlen (1974) en su trabajo pionero de ecología de aves urbanas, las ciudades son sistemas abiertos a la invasión y colonización de aquellas especies que logran llegar a ellas, utilizar la particular gama de recursos disponibles y sobrevivir a sus amenazas. Recientemente, Fischer *et al.* (2015) retomaron la clasificación propuesta por Blair (1996) que resume la respuesta de la biodiversidad ante la urbanización. La terminología propuesta por Fischer *et al.* (2015) considera tres rubros: (i) especies evasoras de ambientes urbanos: no ocurren u ocurren raramente en áreas urbanizadas; sin embargo, pueden persistir en áreas no urbanizadas que han quedado embebidas por el proceso de expansión urbana (e.g., áreas de conservación, áreas de recreación); (ii) especies que utilizan los ambientes urbanos: ocurren en zonas urbanizadas, pero dependen de áreas no urbanizadas cercanas a ellas para mantener sus poblaciones; (iii) especies residentes de

ambientes urbanos: ocurren en zonas urbanizadas independientemente de la presencia de áreas no urbanizadas cercanas a la zona urbana; sin embargo, pueden tener poblaciones viables en áreas no urbanizadas.

Como mostró Michael L. McKinney (2008) en una revisión sobre el efecto que tiene la urbanización sobre las plantas y los animales, existe un patrón general en el que la riqueza de especies tiende a reducirse en áreas con altos niveles de urbanización. No obstante, encontró que la riqueza de especies en sitios con niveles intermedios de urbanización varía entre grupos. Por ejemplo, la riqueza de especies de plantas tiende a incrementar en sitios con niveles intermedios de urbanización, patrón que también ocurre con algunos grupos de invertebrados y vertebrados. Contraste con lo reportado para la riqueza, la abundancia de algunas especies que logran llegar a las zonas urbanas, utilizar sus recursos y sobrevivir a sus amenazas, se mantienen similares, e incluso aumentan en comparación con la de sistemas no urbanizados (Zanette *et al.*, 2005; Chace y Walsh, 2006; Magura *et al.*, 2008). Dichas especies son típicamente de amplia distribución, sociales y de dieta generalista, entre otras características, y pueden tener efectos negativos sinérgicos con los de la urbanización sobre otras especies nativas de vida silvestre (Kark *et al.*, 2007; MacGregor-Fors *et al.*, 2010). Lo anterior muestra la complejidad del efecto que tiene la urbanización sobre la vida silvestre (McKinney, 2008) y denota la oportunidad de manejar y planear las zonas urbanas para mantener y potenciar la biodiversidad que albergan, facilitando así la interacción entre el ser hu-

mano y la naturaleza (Fischer *et al.*, 2015).

A la fecha, la mayor cantidad de estudios de ecología urbana se han llevado a cabo en países desarrollados de América del Norte y de Europa Occidental (Aronson *et al.*, 2014). Si bien algunos patrones ecológicos generales se mantienen a lo largo y ancho del planeta, existen particularidades históricas, sociales, biológicas, topográficas y culturales que resultan en diferencias entre regiones (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2013). Por ejemplo, la respuesta de las aves – el grupo biológico más estudiado en zonas urbanas del mundo (McKinney, 2008) – ante la urbanización es distinta en los trópicos y subtrópicos en comparación con los países desarrollados de América del Norte y de Europa Occidental. Algunos ejemplos de lo anterior son: (i) la predominancia de especies nectarívoras en Australia, insectívoras en México y Brasil, y frugívoras en Singapur; (ii) menor abundancia total de aves en una zona urbana de las Filipinas en comparación con un hábitat natural adyacente; (iii) resiliencia de especies de áreas abiertas ante la urbanización en Costa Rica (revisado en Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011).

Dentro de los trópicos y subtrópicos, una de las regiones más biodiversas y con mayor importancia para la conservación es América Latina (Myers *et al.*, 2000); sin embargo, es una de las regiones más urbanizadas, incluyendo dos de las cinco urbes más pobladas del mundo (i.e., Ciudad de México, México; São Paulo, Brasil; UN, 2014). Desafortunadamente, se sabe poco del efecto que tiene la urbanización sobre la vida silvestre en América Latina. Recientemente se

publicó una compilación de estudios y experiencias de investigación de ecología urbana en América Latina (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2013). Dicha obra revisa una proporción importante de los trabajos de ecología urbana llevados a cabo en Argentina, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica, México, Perú y Venezuela. Entre las principales conclusiones de la obra, destacan: (i) la realidad socioeconómica que gobierna a la región ha determinado el tipo y la magnitud de los estudios de ecología que se han llevado a cabo en sus zonas urbanas; (ii) el número de estudios de ecología urbana llevados a cabo en la región ha incrementado de forma importante en las últimas dos décadas; (iii) la mayoría de los estudios de ecología urbana en la región se han llevado a cabo en ciudades capitales y grandes metrópolis; (iv) una gran cantidad de estudios se enfocan en la generación de listas de especies a nivel local. Particularmente en México, los estudios de ecología urbana han aumentado de forma considerable en la última década, conformando un bagaje de conocimiento creciente enfocado principalmente en la Ciudad de México, Morelia, Pachuca de Soto y Santiago de Querétaro (revisado en Ortega-Álvarez *et al.*, 2013), así como Xalapa-Enríquez (López-Moreno *et al.*, 1993; MacGregor-Fors *et al.* 2015).

Resulta relevante subrayar que los estudios de ecología urbana, en general, se han desarrollado bajo dos marcos conceptuales: ‘ecología en la ciudad’ y ‘ecología de la ciudad’ (Pickett *et al.*, 2011; Anderson y Elmqvist, 2012). Los estudios de ‘ecología en la ciudad’ generalmente buscan comprender la naturaleza de los patrones y pro-

cesos ecológicos que ocurren en áreas urbanas, típicamente desarrollados a escalas locales y con preguntas específicas. En cambio, el enfoque de ‘ecología de la ciudad’ se concentra en el estudio de la dinámica de los patrones y procesos ecológicos que ocurren en un área urbana desde un enfoque interdisciplinario y en escalas más amplias, integrando al componente humano desde diversas perspectivas (Pickett et al., 1999; Grimm et al., 2000). Si bien ambos enfoques son importantes e interesantes (Pickett *et al.*, 1999), existe un sesgo marcado en la literatura hacia los estudios de ‘ecología en la ciudad’ (Bowman y Marzluff, 2001), por lo que una transición hacia estudios de ‘ecología de la ciudad’ brindará un visión más integradora (Pickett *et al.*, 2011). No queda duda que mientras más conozcamos y comprendamos la historia y los patrones y procesos físicos y biológicos, así como los componentes sociales y culturales de las zonas urbanas y sus áreas de influencia directa, estaremos más cerca de situar un balance entre nuestra forma de vivienda y los efectos ecológicos que ocasiona, siguiendo así un esquema de ecología de la reconciliación (Rosenzweig, 2003).

Agradecimientos

El autor agradece a Iriana Zuria y Rubén Pineda por sus sugerencias y comentarios, los cuales enriquecieron de manera sustancial este manuscrito. A los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por

la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

- Alberti, M., J. M. Marzluff, E. Shulenberg, G. Bradley, C. Ryan y C. Zumbunnen. 2003. Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience*, 53: 1169–1179.
- Anderson, P. y T. Elmqvist. 2012. Urban ecological and social-ecological research in the City of Cape Town: Insights emerging from an urban ecology CityLab. *Ecology and Society*, 17: 23.
- Aronson, M. F. J., F. A. La Sorte, C. H. Nilon, M. Katti, M. A. Goddard, C. A. Lepczyk, P. S. Warren, N. S. G. Williams, S. Cilliers, B. Clarkson, C. Dobbs, R. Dolan, M. Heldblom, S. Klotz, J. Louwe Koojimans, I. Kühn, I. MacGregor-Fors, M. McDonnell, U. Mörtberg, P. Pyšek, S. Siebert, J. Sushinsky, P. Werner y M. Winter. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences*, 281: 20133330.
- Batty, M. 2008. The size, scale, and shape of cities. *Science*, 319: 769–771.
- Berkowitz, A. R., C. H. Nilon y K. S. Hollweg. 2003. Understanding urban ecosystems: A new frontier for science and education. Springer, New York. 526 p.
- Bettencourt, L. M., J. Lobo, D. Helbing, C. Kühnert y G. B. West. 2007. Growth, innovation, scaling, and the pace of life in cities. *Proceedings of the National Academy of Science*, 104: 7301–7306.
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6: 506–519.
- Bowman, R. y J. M. Marzluff. 2001. Integrating avian ecology into emerging paradigms in urban ecology. Pp. 569–578. En Marzluff, J. M., R.

- Bowman y R. Donnelly (Eds.). Avian ecology in an urbanizing world. Springer, New York.
- Chace, J. F. y J. J. Walsh. 2006. Urban effect on native fauna: A review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46–69.
- Czech, B. y P. R. Krausman. 1997. Distribution and causation of species endangerment in the United States. *Science*, 227: 1116–1117.
- Czech, B., P. R. Krausman y P. K. Devers. 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience*, 50: 593–601.
- Emlen, J. T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: Derivation, structure, regulation. *Condor*, 76: 184–197.
- Fischer, J. D., S. C. Schneider, A. A. Ahlers y J. R. Miller. 2015. Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology*, 29: 1246–1248.
- Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai y J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*, 319: 756–760.
- Grimm, N. B., J. M. Grove, S. T. A. Pickett y C. L. Redman. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience*, 50: 571–584.
- Kark, S., A. Iwaniuk, A. Schalimtzek y E. Banker. 2007. Living in the city: Can anyone become and ‘urban exploiter’? *Journal of Biogeography*, 34: 638–651.
- López-Moreno, I. R. 1993. *Ecología urbana aplicada a la Ciudad de Xalapa*. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa. 258 p.
- MacGregor-Fors, I., V. M. Bandala, S. Chacón-Zapata, M. H. Díaz-Toribio, F. González-García, F. Lorea-Hernández, J. Martínez-Gómez, E. Montes de Oca, L. Montoya, E. Pineda, L. Ramírez-Restrepo, E. Rivera-García, E. Utrera Barillas y F. Escobar-Sarria. 2015. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: A rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*, 18: 633–647.
- MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez. 2013. *Ecología Urbana: Experiencias en América Latina*. 130 p. Obtenido de: www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J. E. Schondube. 2010. Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions*, 12: 87–96.
- Magura, T., E. Hornung y B. Tóthmérész. 2008. Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. *Community Ecology*, 9: 115–120.
- McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11: 161–176.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247–260.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Ortega-Álvarez, R., I. MacGregor-Fors, R. Pineda-López, R. Pineda-López, P. Ramírez-Bastida e I. Zuria. 2013. México. Pp. 82–99. En MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez (Eds.). *Ecología urbana: Experiencias en América Latina*. Instituto de Ecología, A.C. Obtenido de: www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana
- Ortega-Álvarez, R. e I. MacGregor-Fors. 2011. Spreading the word: The ecology of urban birds outside the United States, Canada, and Western Europe. *Auk*, 128: 415–418.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, C. G. Boone, P. M. Groffman, E. Irwin, S. S. Kaushal, V. Marshall, B. P. McGrath, C. H. Nilon, R. V. Pouyat, K. Szlavecz, A. Troy y P.

- Warren. 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92: 331–362.
- Pickett, S. T. A., W. R. Burch y J. M. Grove. 1999. Interdisciplinary research: Maintaining the constructive impulse in a culture of criticism. *Ecosystems*, 2: 302–307.
- Rosenzweig, M. 2003. *Win-win ecology—How the earth's species can survive in the midst of human enterprise*. Oxford University Press, New York. 224 p.
- United Nations (UN). 2014. *World urbanization prospects*. United Nations. New York. *Urban Ecosystems*. Springer, New York. 27 p.
- Wackernagel, M., J. Kitzes, J., D. Moran, S. Goldfinger y M. Thomas. 2006. The Ecological footprint of cities and regions: Comparing resource availability with resource demand. *Environment & Urbanization*, 18: 103–112.
- Zanette, L. R. S., R. P. Martins y S. P. Ribeiro. 2005. Effects of urbanization on neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning*, 71: 105–121.



La masa corporal explica la dominancia de *Artibeus* (Phyllostomidae) en ambientes urbanos

Romeo A. Saldaña-Vázquez* y Jorge E. Schondube

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta C.P. 58190 Morelia Michoacán. México. *Correo electrónico: romeo.saldana@gmail.com



Artibeus lituratus. Foto: Romeo A. Saldaña-Vázquez

Resumen

Los animales dominantes de ambientes urbanos poseen rasgos funcionales como dieta omnívora, amplia distribución y alta esperanza de vida. Sin embargo, desconocemos las especies de murciélagos frugívoros que dominan las ciudades neotropicales y los rasgos funcionales que explican su dominancia. En este estudio se investigó, a través de un meta-análisis, qué especies de murciélagos frugívoros son dominantes en ciudades neotropicales, y se evaluó si la masa corporal se relaciona positivamente con la abundancia de estas. El 70% de los individuos capturados en la ciudades fueron especies de alta masa corporal (> 40 g) del género *Artibeus*. La masa corporal se relacionó positivamente con la abundancia de los murciélagos frugívoros en estos ambientes ($r = 0.77$). Este rasgo funcional está asociado a una mayor fuerza de mordida, un mayor consumo de *Ficus*, y a un mayor repertorio conductual para el manejo de frutos. Las especies con menor masa corporal fueron menos abundantes en ambientes urbanos. Se concluye que la masa corporal es un rasgo funcional que nos ayuda a entender los mecanismos que subyacen a la exclusión de especies de murciélagos frugívoros en ciudades neotropicales, y que determina su diversidad en dichos ambientes.

Palabras clave: Ecología urbana, meta-análisis, Neotrópicos, Latinoamérica.

Introducción

Los rasgos funcionales son características morfológicas, fisiológicas, bioquímicas, fenológicas y comportamentales que son de utilidad para entender la respuesta de las especies a las condiciones ambientales (Violle *et al.*, 2007). La masa corporal es un rasgo funcional que podría estar relacionado con la abundancia de murciélagos frugívoros en ambientes urbanos. Por ejemplo, los animales con mayor masa corporal tienen mayor fuerza de mordida, mayor tamaño de cráneo, tractos digestivos

más largos y presentan área de forrajeo más grandes (Bonaccorso, 1979; Schondube *et al.*, 2001; Aguirre *et al.*, 2002). Algunas de estas características asociadas al tamaño corporal permiten a estos murciélagos consumir frutos más duros, de mayor peso y de menor calidad nutricional (Aguirre *et al.*, 2003; Saldaña-Vázquez, 2014). Esto podría ser clave para sobrevivir en ambientes urbanos, donde los arbustos con frutos suaves, pequeños y de mayor calidad nutricional tienden a ser escasos (Gurruquieta-Navarro, 2015).

Se ha demostrado que los rasgos funcionales pueden ser de utilidad para entender la composición y dominancia de especies en ambientes urbanos (Crocì *et al.*, 2008). Por ejemplo, las aves con dieta omnívora, amplia distribución, sitios de anidación altos y mayor longevidad son explotadoras de ambientes urbanos (Crocì *et al.*, 2008). A pesar de esta información, no sabemos cuáles son las especies de murciélagos frugívoros dominantes en ciudades del neotrópico, y que rasgos pueden explicar dicha dominancia. Por lo tanto, los objetivos de este trabajo fueron: 1) describir las especies de murciélagos frugívoros que dominan las comunidades de murciélagos urbanos neotropicales, indicando la proporción que ocupan dentro de sus comunidades; y 2) evaluar si la masa corporal se relaciona positivamente con la abundancia de murciélagos en ambientes urbanos.

Métodos

Revisión de literatura. Se realizó una revisión exhaustiva de la literatura disponible a través de Google Scholar. Las palabras claves usadas fueron “urban bats”, “murciélagos urbanos” y “murciélagos ciudad”, restringiendo que estas palabras solo aparecieran en el título de los artículos. Esto con la finalidad de obtener resultados más precisos sobre estudios de diversidad de murciélagos en ciudades. No restringimos la búsqueda por año, o autor. Además se buscaron estudios en las citas de los artículos encontrados en Google Scholar. Se eligieron los estudios que contenían información detallada sobre número de individuos capturados por especie de murciélago. Además de los estu-

dios encontrados en la búsqueda, se agregaron datos no publicados de un estudio realizado en la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

Base de datos. Se obtuvo un total de 17 estudios que presentaron datos útiles. Los estudios fueron realizados en 16 ciudades de cuatro países (Brasil, Colombia, México y Panamá). Construimos una base de datos que contenía la abundancia total de murciélagos frugívoros capturados, la abundancia de la especie de frugívoro dominante en la comunidad y la abundancia del resto de especies frugívoras de cada ciudad. Los datos de abundancia de murciélagos frugívoros de cada estudio fueron considerados como una sola observación. Además, se calculó el coeficiente de determinación de la relación de la masa corporal y la abundancia de murciélagos frugívoros de cada especie por estudio. Los datos de masa corporal, de cada especie de murciélago frugívoro, se obtuvieron de la base de datos de rasgos funcionales de mamíferos PanTheria (Jones *et al.*, 2009) y de Mammalian Species.

Meta-análisis. La proporción cruda de la abundancia de la especie dominante de cada estudio fue seleccionada como la medida de efecto para investigar las especies de murciélagos frugívoros dominantes en cada ciudad. Mientras que para evaluar la relación entre la masa corporal y la abundancia de las especies de murciélagos frugívoros que habitan en ciudades, se seleccionó el coeficiente de correlación entre la masa corporal y la abundancia de las especies de murciélagos frugívoros de cada ciudad. Se calculó la varianza de cada medida de efecto (proporción y coeficiente de correlación) y se estimó la proporción global

de la especie de murciélago frugívoro dominante y de la relación global entre la masa corporal y la abundancia de murciélagos frugívoros. En cada meta-análisis se ajustó el modelo de efectos aleatorios, pues es común que en estudios de ecología la magnitud de efecto varíe entre estudios. La Q de Cochran y la I^2 fueron las medidas de heterogeneidad usadas en cada meta-análisis. Ambas son medidas de heterogeneidad, sin embargo, la primera se obtiene de la suma de las diferencias de magnitud de efecto sopesadas de cada estudio y tiene una prueba de hipótesis asociada (Gurevitch y Hedges, 1999). El sesgo de publicación de cada meta-análisis fue evaluado con la prueba de estudios archivados (Harrison, 2011). Todos los análisis se hicieron con el paquete “metafor” del lenguaje R versión 3.2.0 (Viechtbauer, 2010).

Resultados

La proporción global de las especies dominantes en ambientes urbanos fue de 0.70, y la heterogeneidad fue significativa ($Q = 4128.27$, g.l. = 16, $P < 0.0001$, $I^2 = 99.20\%$). Esto significa que la variación en las proporciones observadas es diferente al azar. Las especies más dominantes en los estudios fueron tres: *Artibeus jamaicensis* (4 estudios), *Artibeus lituratus* (10 estudios) y *Artibeus planirostris* (3 estudios; Figura 1). Estas especies poseen alta masa corporal: 43.63 g, 59.3 g y 54.5 g, respectivamente. De acuerdo con la prueba de trabajos archivados, no hacen falta más estudios para cambiar el resultado observado. Esto significa que no existe un sesgo de publicación en el meta-análisis de la proporción global de las especies dominantes.

La relación global entre la masa corporal y la abundancia por especie de murciélagos fue positiva ($r = 0.77$). Esto indica que las especies dominantes en los ambientes urbanos poseen alta masa corporal. Así mismo, la heterogeneidad fue significativa ($Q = 307.32$, g.l. = 15, $P < 0.0001$, $I^2 = 99.96\%$), lo que significa que la variación resultante de la relación entre la masa corporal y la abundancia de murciélagos fue distinta a lo esperado por el azar (Figura 2). De acuerdo a la prueba de trabajos archivados, no hacen falta más estudios para cambiar el resultado observado, indicando que no existe un sesgo de publicación en este meta-análisis.

Discusión

Esta investigación representa el primer esfuerzo para describir cuáles son las especies de murciélagos frugívoros dominantes en ciudades neotropicales y evaluar el papel que la masa corporal, como un rasgo funcional, tiene para determinar la dominancia de dichas especies. El meta-análisis demostró que el 70% de los murciélagos frugívoros que habitan las ciudades son del género *Artibeus*, las especies de este género poseen alta masa corporal (> 40 g). Esto concuerda con lo reportado por Pacheco *et al.* (2010), quienes reportaron que *A. lituratus* (59 g) fue la especie de murciélago frugívoro dominante en las ciudades de Brasil. Esto puede estar relacionado con el hecho de que las especies del género *Artibeus* son especialistas en el consumo de frutos de árboles de *Ficus*, los cuales son abundantes en ciudades neotropicales (Saldaña-Vázquez, 2014; Gurrus-

quieta-Navarro, 2015). Nutricionalmente, los frutos de *Ficus* poseen una baja cantidad de azúcares (10-23%) y proteínas (1-5%) comparados con frutos de arbustos como *Solanum* y *Piper* que tienen 5-7% de proteínas y de 36-50% de azúcares (Castaman-Francener, 2006; Saldaña-Vázquez, 2014). Por lo tanto, es posible que la dominancia de *Artibeus* en las ciudades neotropicales se rela-

cione con su capacidad de alimentarse de frutos de baja calidad, mientras que la baja dominancia de murciélagos pequeños de los géneros *Carollia*, *Sturnira* y *Dermanura* podría estar ligada con la ausencia de frutos de *Solanum* y *Piper*, y la incapacidad de estas especies de alimentarse de frutos de baja calidad (Ayala *et al.*, 2008; Saldaña-Vázquez y Schondube 2013).

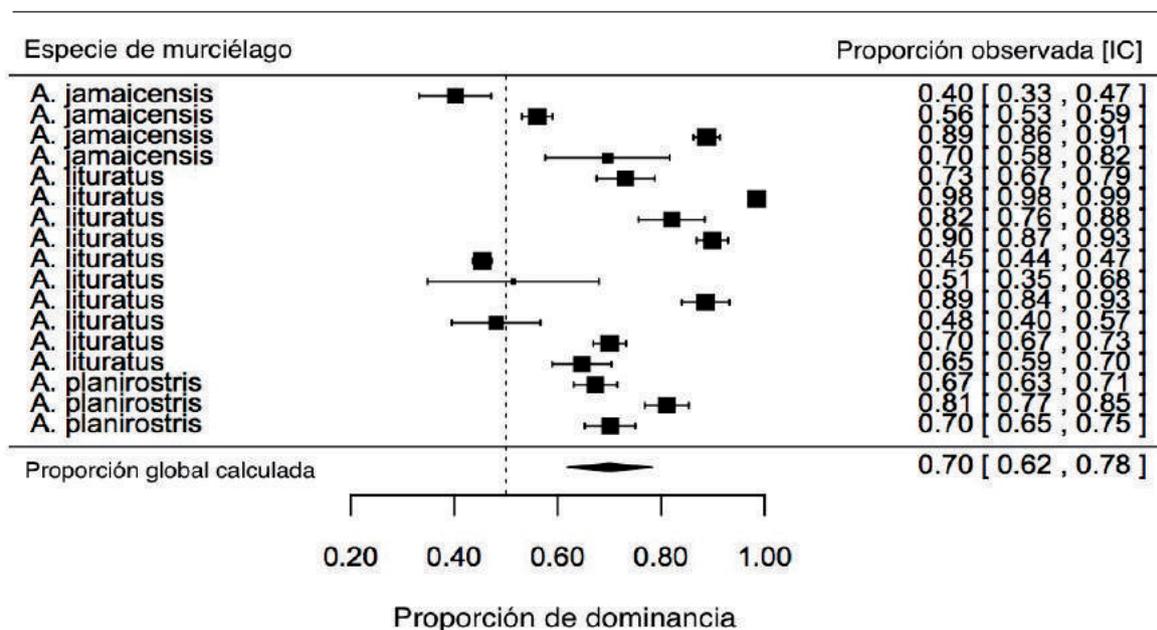


Figura 1. Gráfico de árbol de la proporción de las especies dominantes en las ciudades del neotrópico. Las barras de cada caja representan los intervalos de confianza (IC) al 95% de probabilidad del promedio de la proporción calculada para cada ciudad. Los valores promedio y su IC se ubican a la derecha. A la izquierda se observa la especie dominante en cada ciudad. El rombo simboliza la proporción promedio global de las especies de murciélagos dominantes en ciudades neotropicales.

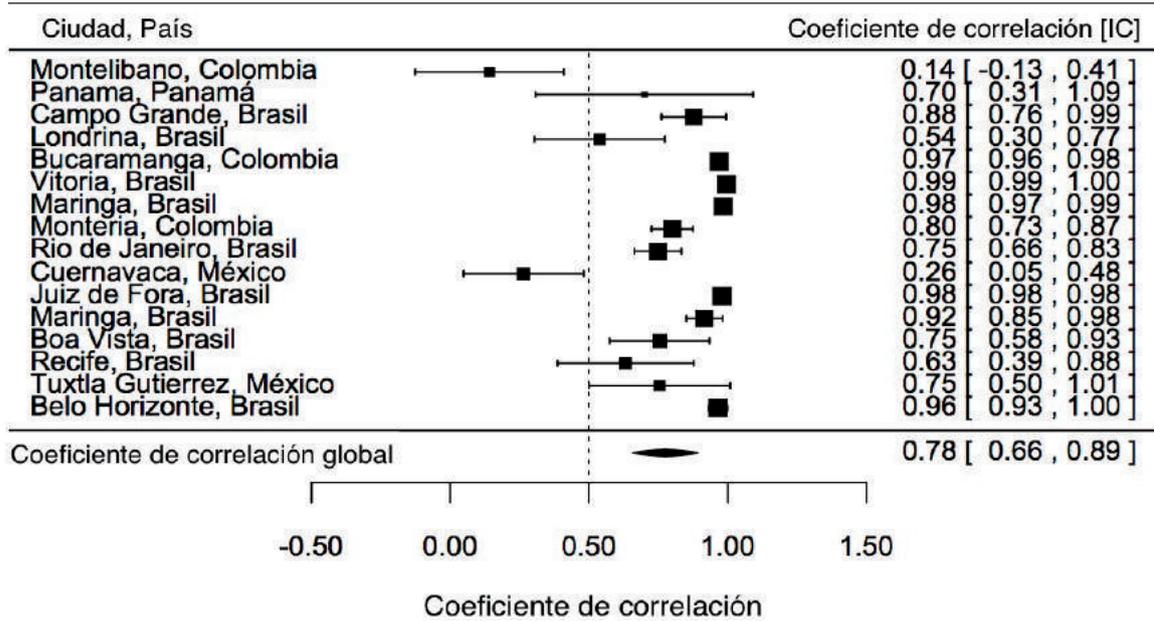


Figura 2. Gráfico de árbol de la proporción de la relación entre masa corporal y abundancia de murciélagos frugívoros en las ciudades del neotrópico. Las barras de cada caja representan los intervalos de confianza (IC) al 95% de probabilidad del coeficiente de correlación entre la masa corporal y abundancia de murciélagos calculada para cada ciudad. Los valores promedio y su IC se ubican a la derecha. A la izquierda se observa la ciudad y país de cada estudio. El rombo simboliza el promedio global del coeficiente de correlación entre masa corporal y abundancia de murciélagos frugívoros en las ciudades del neotrópico.

El meta-análisis de la relación entre masa corporal y abundancia de murciélagos demostró que esta asociación es positiva y es consistente en las ciudades del Neotrópico. La masa corporal puede ser un rasgo importante para que los murciélagos puedan tolerar las condiciones ambientales de las ciudades. Se ha demostrado que solo los murciélagos con alta masa corporal son capaces de manejar frutos de mayor peso (Bonaccorso, 1979; Kalko *et al.*, 1996). Además, estos tienen mayor fuerza de mordida con respecto a los de baja masa corporal (Aguirre *et al.* 2003). En las ciudades los frutos suelen tener menor cantidad de pulpa en

relación con semillas, por lo tanto, la fuerza de mordida puede ayudar a obtener los nutrientes de las semillas (Nogueira y Peracchi, 2003; Wagner *et al.* 2015). Adicionalmente los murciélagos de mayor tamaño, presentan intestinos más grandes, con una mayor área de superficie, lo que les puede permitir aprovechar mejor alimentos de menor calidad (Schondube *et al.*, 2001). Finalmente, otro rasgo asociado positivamente a la masa corporal es el tamaño del área de forrajeo. Murciélagos de mayor tamaño podrían entrar y salir de las ciudades en busca de recursos, o refugio, debido a su mayor vagilidad. Se ha demostrado que en

condiciones de baja antropización los murciélagos de alta masa corporal recorren mayor distancia de forrajeo en una noche en comparación con especies de menor tamaño (Galindo-González, 1998; Bernard y Fenton, 2003). Lo anterior sugiere que los murciélagos de masa corporal baja no podrían tolerar las condiciones ambientales de las ciudades neotropicales.

Las ciudades neotropicales como trampas ecológicas para *Artibeus*. A pesar de que los resultados demuestran que los murciélagos del género *Artibeus* toleran las condiciones ambientales de las ciudades, estas podrían actuar como trampas ecológicas para ellos. Se ha reportado casos de alopecia en *Artibeus jamaicensis* y *A. lituratus* en ciudades neotropicales (Bello-Gutiérrez *et al.*, 2010). Dicha condición está relacionada con la falta de nutrientes en la época seca (Bello-Gutiérrez *et al.*, 2010). Además en ambientes urbanos, donde los recursos alimenticios son escasos y de pobre calidad nutricional, los murciélagos del género *Artibeus* tienen menos reservas de grasa (Melo *et al.*, 2012). La grasa es el precursor de muchas hormonas, por lo que una nutrición limitada en ambientes urbanos podría tener efectos negativos en aspectos reproductivos de los murciélagos. Otro factor que puede provocar que las ciudades sean trampas ecológicas para *Artibeus* es el alto riesgo de depredación por ratas, perros, gatos, zarigüeyas (Ancillotto *et al.*, 2013; Orduña-Villaseñor, 2015; Russo y Ancillotto, 2015). Por último es importante destacar los conflictos que los murciélagos pueden presentar con los humanos en zonas urbanas. Entre estos destaca la exclusión de murciélagos de sus refugios diurnos,

la cual se lleva a cabo para reducir la acumulación de guano, y/o por la posible transmisión de enfermedades de los murciélagos a los humanos (Bredt *et al.*, 2012; Russo y Ancillotto, 2015). Por lo anterior, es necesario poner atención a estas posibles amenazas y conflictos asociados con la presencia de murciélagos frugívoros en ciudades neotropicales.

Conclusiones y dirección de investigaciones futuras

A pesar de los hallazgos de este estudio, es necesario seguir investigando la ecología de comunidades de murciélagos frugívoros en las ciudades. En el Neotrópico son muy pocos los estudios con murciélagos que presenten datos multianuales y en gradientes ambientales (e.g., rural-periurbano-urbano). Sin ellos no podemos tener un panorama completo de los cambios en la composición de especies y de sus abundancias a lo largo del tiempo y el espacio. Por otro lado, la mayoría de los estudios de ecología de comunidades de murciélagos en ciudades realizan sus muestreos dentro de parques, por lo que no tenemos punto de comparación con otros usos de suelo dentro de las ciudades (Oprea *et al.*, 2009). En conclusión, este trabajo confirma que las especies de murciélagos frugívoros que dominan las ciudades neotropicales son las de mayor peso corporal del género *Artibeus*. Por lo tanto, la masa corporal es un rasgo que se asocia positivamente con la abundancia de murciélagos frugívoros en las ciudades neotropicales. Finalmente, es necesario enriquecer las ciudades con plantas quiropterocóricas que consumen los murciélagos pequeños, con el

fin de incrementar la diversidad de murciélagos en ambientes urbanos.

Agradecimientos

RASV quiere agradecer al Laboratorio de Ecología de Paisajes Fragmentados del IIES (UNAM) por permitirme trabajar en esta investigación durante mi estancia posdoctoral. Al CTIC de la UNAM por la beca de posdoctorado (CJIC/CTIC/0380/2015). JES agradece el apoyo de la UNAM a través del proyecto PAPIIT IN205413. Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación y el apoyo económico para participar en este evento académico.

Literatura citada

Aguirre, L., A. Herrel, R. Van Damme y E. Matthysen. 2003. The implications of food hardness for diet in bats. *Functional Ecology*, 17: 201–212.

Aguirre, L., A. Herrel, R. Van Damme y E. Matthysen. 2002. Ecomorphological analysis of trophic niche partitioning in a tropical savannah bat community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 269: 1271–1278.

Ancillotto, L., M. T. Serangeli y D. Russo. 2013. Curiosity killed the bat: Domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology*, 78: 1–5.

Ayala-Berdón, J., J. E. Schondube, K. E. Stoner, N. Rodríguez-Peña y C. Martínez del Rio.

2008. The intake responses of three species of leaf-nosed Neotropical Bats. *Journal of Comparative Physiology B*, 178: 477–485.

Bello-Gutiérrez, J., G. Suzán y M. G. Hidalgo-Mihart. 2010. Alopecia in bats from Tabasco, Mexico. *Journal of Wildlife Diseases*, 46: 1000–1004.

Bernard, E., y M. Fenton. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. *Biotropica*, 35: 262–277.

Bonaccorso, F. 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bulletin of Florida State Museum*, 24: 359–408.

Bredt, A., W. Uieda y W. A. Pedro. 2012. Plantas e morcegos: na recuperação de áreas degradadas e na paisagem. *Rede de Sementes do Cerrado*. Brasília. 273 p.

Castaman-Francener, S. M. 2006. Análise nutricional dos frutos de *Piper*, *Solanum* e *Ficus* e sua importancia na dieta dos morcegos. Universidad Federal do Paraná, Curitiba. 49 p.

Croci, S., A. Butet y P. Clergeau. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor*, 110: 223–240.

Galindo-González, J. R. 1998. Dispersión de semillas por murciélagos: Su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana n.s.*, 73: 57–74.

Gurevitch, J. y L. Hedges. 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology*, 80: 1142–1149.

Gurrusquieta-Navarro, M. C. 2015. Dieta de murciélagos frugívoros en la zona urbana de

- Cuernavaca Morelos. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca. 49 p.
- Harrison, F., 2011. Getting started with meta-analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 2: 1–10.
- Jones K. E., J. Bielby, M. Cardillo, S. A. Fritz, J. ODell, C. D. L. Orme, K. SAFI, W. Sechrest, E. H. Boakes, C. Carbone, C. Connolly, M. J. Cutts, J. K. Foster, R. Grenyer, M. Habib, C. A. Plaster, S. A. Price, E. A. Rigby, J. Rist, A. Teacher, O. R. P. Bininda-Emonds, J. L. Gittleman, G. M. Mace, y A. Purvis. 2009. PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology*, 90:2648–2648.
- Kalko, E., E. Herre y C. Handley Jr. 1996. Relation of fig fruit characteristics to fruit-eating bats in the New and Old World tropics. *Journal of Biogeography*, 23: 565–576.
- Melo, B., M. Barros y T. Carvalho. 2012. Energy reserves of *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in two areas with different degrees of conservation in Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 72: 181–187.
- Nogueira, M. R. y A. L. Peracchi. 2003. Fig-seed predation by 2 species of *Chiroderma*: Discovery of a new feeding strategy in bats. *Journal of Mammalogy*, 84: 225–233.
- Pacheco, S. M., M. Sodr , A. R. Gama, A. Bredt, E. M. Sanches Cavallini, R. V. Marques, M. M. Guimarães y G. Bianconi. 2010. Morcegos urbanos: Status do conhecimento e plano de a ao para a conserva ao no Brasil. *Chiroptera Neotropical*, 16: 629–647.
- Oprea, M., P. Mendes, T. B. Vieira, y A. D. Ditchfield. 2009. Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape? *Biodiversity and Conservation*, 18: 2361–2371.
- Ordu a-Villase or, M., 2015. Dieta de gato doméstico *Felis silvestris catus* en el municipio de Morelia, Michoacán. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 95 p.
- Russo, D. y L. Ancillotto. 2015. Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology*, 80: 205–212.
- Saldaña-Vázquez, R. A. 2014. Intrinsic and extrinsic factors affecting dietary specialization in Neotropical frugivorous bats. *Mammal Review*, 44: 215–224.
- Saldaña-Vázquez, R. A. y J. E. Schondube. 2013. Food intake changes in relation to food quality in the Neotropical frugivorous bat *Sturnira ludovici*. *Acta Chiropterologica* 15: 69–75.
- Schondube, J. E., G. Herrera y C. Martínez del Río. 2001. Diet and the evolution of digestion and renal function in phyllostomid bats. *Zoology*, 104: 59–73.
- Viechtbauer, W. 2010. Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. *Journal of Statistical Software*, 36: 1–48.
- Violle, C., M. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel y E. Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116: 882–892.
- Wagner, I., J. U. Ganzhorn, E. K. V. Kalko y M. Tschapka. 2015. Cheating on the mutualistic contract: nutritional gain through seed

predation in the frugivorous bat *Chiroderma villosum* (Phyllostomidae). *The Journal of Experimental Biology*, 218: 1016–1021.

Apéndice 1. Literatura usada para el meta-análisis.

- Ballesteros, J. C., y J. Racero-Casarrubia. 2012. Murciélagos del área urbana en la ciudad de Montería, Córdoba Colombia. *Rev. MVZ Córdoba* 17: 3193–3199.
- Barbosa Leal, E. S., D. De Figueiredo Ramalho, B. Gonçalves Miller, S. A. De Madeiros Filho, V. M. Lima Araújo, L. A. Menezes da Siva, y D. De Queiroz Guerra. 2013. Inventário da quiropterofauna (Mammalia: Chiroptera) do campus da Universidade Federal de Pernambuco, nordeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitao*: 53–70.
- Barros, R. S. M. de, E. L. Bisaggio, y R. C. Borges. 2006. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em fragmentos florestais urbanos no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 6: 1–6.
- Cray, H., y G. D'Avignon. (n.d.). *A Contribution to the Ecological Understanding of Bats in the Natural Metropolitan Park, Panama*. McGill University, Panama. 65 p.
- De Knegt, L. V., J. A. Silva, E. C. Moreira, y G. L. Sales. 2005. Morcegos capturados no município de Belo Horizonte, 1999-2003. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.* 57: 576–583.
- Esbéard, C. E. L., J. L. Luz, L. M. Costa, y H. G. Bergallo. 2014. Bats (Mammalia, Chiroptera) of an urban park in the metropolitan area of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 104: 59–69.
- García-Méndez, A., C. Lorenzo, L.-B. Vázquez, y R. Reyna-Hurtado. 2014. Roedores y murciélagos en espacios verdes en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Therya* 5: 615–632.
- Gazarini, J., y W. A. Pedro. 2013. Bats (Mammalia: Chiroptera) in urban fragments of Maringá, Paraná, Brazil. *Check List* 9: 524–527.
- Gurrusquieta-Navarro, M. C. 2015, April 21. Dieta de murciélagos frugívoros en la zona urbana de Cuernavaca Morelos. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca.
- Junior, U. D. C., M. S. Pacheco, y E. M. Duarte. 2014. Species of bats (Chiroptera) in urban area of Boa Vista, Roraima. *Barbastella* 7:1–6.
- Martins Veiga, M. P., J. M. Torres, y E. A. Carvalho Dos Anjos. 2014. Dieta de morcegos filostomídeos (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) em fragmento urbano do Instituto São Vicente, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)* 54: 299–305.
- Oprea, M., P. MEndes, T. B. Vieira, y A. D. Ditchfield. 2009. Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape? *Biodiversity and Conservation* 18: 2361–2371.
- Prone, B., C. M. V. Zanon, y E. Benedito. 2012. Bats (Chiroptera, Phyllostomidae) in the urbanized area in South of Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 34.
- dos Reis, N. R., I. P. de Lima, y A. L. Peracchi. 2002. Morcegos (Chiroptera) da área urbana de Londrina, Paraná, Brasil.
- Rodríguez-Moreno, R. A. 2008, November 21.

- Neotropical bats assemblages in urban parks: effect of urbanization and microhabitat. Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.
- Jara-Servín A.M., R.A. Saldaña-Vázquez y J. E. Schondube (En revisión). Nutrient availability predicts frugivorous bats abundance in an urban environment.
- Suárez-Villota, E. Y., J. Racero-Casarrubia, G. Guevara, y J. Ballesteros. 2009. Evaluación ecológica rápida de los quirópteros del parque ecológico de Montelíbano, Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* 2: 437–449.



Diversidad de la comunidad de mamíferos en un área urbana protegida bajo restauración ecológica

Monserrat Ortega Roldán* y Javier Salgado Ortiz

Laboratorio de Ornitología, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán.

*Correo electrónico: monroldan93@gmail.com

Urocyon cinereoargenteus Foto: Rubén Pineda



Resumen

La urbanización es causa principal de pérdida de hábitat y extinción local de especies, modificando la estructura de comunidades y poblaciones de flora y fauna. El “Cerro del Punhuato”, en Morelia, Michoacán, es un área protegida sometida a una gran presión por la urbanización. Determinamos la diversidad y composición de la comunidad de mamíferos medianos y pequeños (excepto murciélagos) en los tres tipos de asociación vegetal presentes en el área. Registramos 190 individuos de 21 especies representando el 48% de la mastofauna regional. Para roedores la diversidad fue mayor en bosque de pino-encino ($H' = 0.86$), seguida de matorral subtropical ($H' = 0.75$) y menor en plantación de eucalipto ($H' = 0.65$). La composición varió entre hábitats, siendo *Liomys irroratus* la especie más abundante en eucalipto, *Mus musculus* en matorral y *Reithrodontomys chrysopsis* en pino-encino. En mamíferos medianos el índice de abundancia relativa (IAR) indicó que *Silvilagus floridanus* fue la especie más abundante en eucalipto (IAR = 4.07) y matorral (IAR = 3.45), mientras que para pino-encino fue *Spermophilus variegatus* (IAR = 1.63). Concluimos que, a pesar del aislamiento del área por la urbanización, aún se mantiene casi el 50% de la mastofauna, destacando su importancia como refugio local de la mastofauna regional.

Palabras clave: Mastofauna, área protegida urbana, Michoacán, Cerro Punhuato, urbanización.

Introducción

La urbanización es considerada como uno de los procesos antrópicos de mayor impacto sobre los ecosistemas naturales, ya que conlleva no sólo la fragmentación, sino hasta la pérdida total de hábitat, causando en el peor de los casos la extinción local de especies. En las zonas urbanas es frecuente sin embargo encontrar áreas verdes que difieren en su complejidad estructural dependiendo del manejo, habiendo desde jardines dominados por pasto hasta parques con estructura arbolada compleja (Lawton *et al.*, 1998).

Se ha demostrado que dependiendo del grado de complejidad estructural, perturbación o fragmentación que caracteriza un há-

bitat, estos tendrán efectos significativos sobre la diversidad biótica que en su conjunto pueda establecerse en dicho hábitat (Chamberlain *et al.*, 2009). En general, hay una noción ampliamente aceptada que la alteración y pérdida de hábitat trae como consecuencia cambios negativos significativos tanto a nivel de la comunidad (riqueza, composición y distribución de especies) como a nivel poblacional (abundancia y cambios en proporciones de clases de sexo y edad). Por otro lado, sin embargo, se ha demostrado que también hay un número importante de especies nativas que son resilientes y otras que se benefician de las nuevas condiciones ambientales presentes en los nuevos paisajes antropizados (Feeley, 2007).

El estudio de la diversidad biológica en paisajes urbanos es relativamente reciente, por lo que ha estado recibiendo una creciente atención con respecto a su importancia en iniciativas de conservación (Chamberlain *et al.*, 2009). En las ciudades, los procesos ecológicos que afectan a los remanentes de vegetación son los mismos que aquellos presentes en zonas rurales, no obstante, uno de los retos que surgen con el crecimiento de la urbanización, es la conservación de especies nativas. Además de la alteración y/o remplazo del hábitat original por un hábitat más homogéneo, la introducción de especies invasoras o “no nativas” se suma entre los factores que se consideran de mayor amenaza para mantener la singularidad biológica de los ahora ecosistemas urbanos (Blair, 2001). En el contexto de las tendencias actuales de urbanización, es importante identificar lo mejor posible las especies presentes en ecosistemas urbanos para desarrollar estrategias y políticas de manejo, conservación, o en su caso implementación de medidas preventivas y de control de especies nocivas (Gage *et al.*, 2004; Feeley, 2007). En este estudio, determinamos la diversidad y composición de mamíferos en un área protegida urbana bajo restauración ecológica. Discutimos la importancia del área en el contexto de los retos para la conservación local de especies bajo la presión de urbanización.

Métodos

Durante un ciclo anual entre junio del 2013 a mayo del 2014, muestreamos los tres tipos de vegetación presentes en el área de estudio: pino-encino, matorral subtropical y vegetación introdu-

cida (plantación de eucalipto). Los muestreos se realizaron cada dos semanas con una intensidad de 48 horas para cada hábitat.

Para el caso de roedores, utilizamos 20 trampas Sherman dispuesta en cuadrículas de cinco por cuatro metros, ubicadas a una distancia aproximada de 25 metros entre trampas. Las trampas fueron cebadas con una mezcla de avena, esencia de vainilla y crema de cacahuete (Cuautle y García, 2005; Ruán *et al.*, 2008), siendo revisadas cada mañana durante el periodo de operación. En cada ocasión de muestreo, las trampas se ubicaron en sitios diferentes dentro del mismo tipo de vegetación para maximizar la captura de especies y minimizar la probabilidad de captura de los mismos individuos, por efectos de aprendizaje. La identificación de ejemplares se realizó con base en las características morfométricas y fenotípicas, con ayuda de la guía de González (2004) y Ceballos y Oliva (2005). Para mamíferos de talla mediana, se utilizaron estaciones olfativas en combinación con fototrampeo (Swann *et al.*, 2011). Las estaciones se ubicaron al azar en los tres tipos de vegetación, con cámaras fotográfica marca Bushnell Trophy XLT de 8 megapíxeles, programadas en tiempo continuo para la toma de fotografías (Charre, 2012). Presentamos datos de abundancia relativa para ambos grupos (roedores y mamíferos medianos). La riqueza de especies encontrada se contrasta con la riqueza reportada a nivel regional según Núñez (2005) y Alanís y Monterubio (2014) para el Valle de Morelia.

Resultados

Se registraron 21 especies de mamíferos, cinco

de ellas endémicas, pertenecientes a cinco ordenes: Rodentia (10), Didelphimorphia (2), Cingulata (1), Lagomorpha (1), y Carnívora (7). Se registraron además dos ferales incluyendo ratas (*Rattus rattus*) y perros (*Canis familiaris*). Sin considerar estas últimas el total de especies representa el 44% de la mastofauna registrada a nivel regional no incluyendo el orden Chiroptera (murciélagos) (Cuadro 1).

Para roedores se tuvo un total de 65 capturas de 10 especies con variación en la tasa promedio de captura por tipo de vegetación; 6.7 ind./día trampa en plantación de eucalipto, 4.0 en pino-encino y 3.1 en matorral subtropical. La riqueza de especies fue similar con 7 especies para cada tipo de hábitat, sin embargo con una composición diferente, siendo *Liomys irroratus* la especie más abundante en eucalipto, *Mus musculus* en matorral y *Reithrodontomys chrysopsis* en pino-encino. La similitud entre hábitats de acuerdo al índice de Morisita-Horn fue de 0.5 entre pino-encino y matorral, 0.2 entre pino-encino y eucalipto y 0.06 entre matorral y eucalipto.

Para mamíferos medianos se registraron 11 especies con un esfuerzo total de 7176 horas/fototrampa. Las especies más frecuentes fueron: *Silvilagus floridanus* (IAR = 2.78, $n = 20$), roedor no identificado (IAR = 2.09, $n = 15$), *Didelphis virginiana* (IAR = 1.95, $n = 14$) y *Canis familiaris* (IAR = 1.67, $n = 12$). La frecuencia de especies varió por tipo de vegetación, con *Silvilagus floridanus* (IAR = 4.07, $n = 12$) y *Didelphis virginiana* (IAR = 3.39, $n = 10$), las más comunes en eucalipto; *Silvilagus floridanus* (IAR = 3.44, $n = 4$) en matorral y *Spermophilus variegatus* y *Canis familiaris* (IAR = 1.62, $n = 5$) en pino-encino (Cuadro 2).

Discusión

Los resultados de nuestro estudio reflejaron una diferencia de 50% de especies menos que lo que se ha registrado a nivel regional en el Valle de Guayangareo (Morelia y áreas aledañas), de acuerdo a lo reportado por Núñez (2005), Ceballos y Oliva (2005) y Alanís y Monterubio (2014). La interpretación, sin embargo, debe tomarse con debidas precauciones, ya que la menor riqueza de mamíferos en nuestra área de estudio no necesariamente se debe a una pérdida de especies como consecuencia de pérdida y fragmentación de hábitat. Los estudios de los autores arriba mencionados, han abarcado áreas con mayor heterogeneidad ambiental y tipos de hábitats no representados en el Cerro del Punhuato. Es remarcable sin embargo que la superficie del área protegida es de apenas 118 ha y aún con áreas aledañas al polígono, la cobertura vegetal no abarca una superficie mayor a 500 ha, estando en gran parte ya aislada por los asentamientos urbanos circundantes. A pesar de la pequeña superficie y de que la vegetación dentro del área protegida tiene varios grados de nivel de perturbación de hábitat, la riqueza de especies es aún considerable y sorprende que a pesar de la fuerte presencia humana aún se registran los principales meso depredadores como coyote, zorra gris, mapache y hasta lince. Esta última, muy sensible a la perturbación por actividades humanas, es reflejo sin embargo de las actividades de restauración y conservación realizadas en el área. Otra especie sensible a la perturbación fue el armadillo, que sin embargo ya es muy raro en el área. El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) no se registró durante el

Cuadro 1. Listado de especies de mamíferos registrados para el Área Natural Protegida Urbana Cerro del Punhuato en Morelia, Michoacán.

Subfamilia	Especie	Endémico
	<i>Didelphis virginiana</i>	
	<i>Tlacuatzin canescens</i>	sí
	<i>Sylvilagus floridanus</i>	
	<i>Spermophilus variegates</i>	
Heromyinae	<i>Liomys irroratus</i>	
	<i>Peromyscus sp.</i>	
	<i>Peromyscus melanophilis</i>	
	<i>Peromyscus gratus</i>	sí
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	
	<i>Baiomys taylori</i>	
	<i>Reithrodontomys chrysopsis</i>	sí
	<i>Sigmodon hispidus</i>	
	<i>Sigmodon mascotensis</i>	sí
Murinae	<i>Mus musmulus</i>	
Felinae	<i>Lynx rufus</i>	
Caninae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	
	<i>Canis latrans</i>	
	<i>Canis familiaris</i>	
Mustelinae	<i>Mustela frenata</i>	
	<i>Spilogale putorius</i>	
Bassariscinae	<i>Procyon lotor</i>	

periodo de estudio; sin embargo el personal del área protegida comentó que si se le ha observado pero no en al menos en los últimos cinco años previos a nuestro estudio.

Con respecto a los roedores un aspecto interesante es que la riqueza de especies fue igual entre los tres tipos de hábitat presentes en el área protegida. Sin embargo la composición y abundancia

de especies varió entre sitios, reflejando efectos de la heterogeneidad ambiental y aparentemente diferencias en la preferencia de hábitat de las especies, ya que la similitud de la comunidad entre hábitats fue muy baja, particularmente entre los hábitats “nativos” (pino-encino y matorral subtropical) con respecto a la plantación de eucalipto. Este patrón es muy interesante y merece

Cuadro 2. Índice de Abundancia Relativa (IAR) de mamíferos registrados con cámaras trampa, en los diferentes tipos de vegetación: Eucalipto (Eu), Matorral (M), y Pino-Encino (PE).

Especie	N° registros	Eu	IAR	M	IAR	PE	IAR	IAR total
<i>Didelphis virginiana</i>	14	10	3.40	2	1.72	2	0.65	1.95
<i>Silvilagus floridanus</i>	20	12	4.10	4	3.45	4	1.30	2.79
<i>Spermophilus variegates</i>	5					5	1.63	0.70
<i>Lynx rufus</i>	1			1	0.86			0.14
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	3					3	0.98	0.42
<i>Canis familiaris</i>	12	6	2.04	1	0.86	5	1.63	1.67
<i>Spilogale putorius</i>	4			3	2.59	1	0.33	0.56
<i>Procyon lotor</i>	2			1	0.86	1	0.33	0.28

mayor atención de investigación futura pues, a pesar de la pequeña superficie del área protegida, las especies están respondiendo seguramente a los efectos de las diferencias en la complejidad estructural de hábitat, disponibilidad de recursos y competencia interespecifica.

El fototrampero reveló que las especies de conejo (*Silvilagus floridanus*) y tlacuache (*Didelphis virginiana*), fueron las más frecuentes entre los mamíferos medianos. La presencia y frecuencia de estas especies seguramente explica el porqué especies carnívoras como el lince, zorra gris y coyote aún se encuentran en el área. Otras especies como la comadreja, mapache y zorrillos, aunque menos frecuentes, son indicadores de que la estructura trófica a nivel de los meso-depredadores se encuentra sostenida relativamente bien gracias a la presencia y abundancia de presas integrada además de conejos y tlacuaches, por roedores y ardillas terrestres.

Desafortunadamente, se registraron también con frecuencia especies ferales entre las que destacaron en abundancia los perros. La zona urbana aledaña al área protegida se constituye en gran parte por colonias populares de bajo y moderado ingreso donde es común la presencia de perros callejeros. Los perros, inclusive en grupos de hasta cinco individuos, se registraron patrullando en todo el área protegida, siendo facilitado su acceso a las diferentes zonas por los senderos y brechas corta-fuego presentes en el área. Aunque no se tiene evidencia para nuestro estudio, es sabido que los perros ejercen mucha presión sobre la fauna nativa, excluyendo inclusive a los depredadores como zorra gris y coyote, por lo que representan una amenaza seria para la fauna nativa, e inclusive para los humanos que visitan el área.

Concluimos que el área natural protegida Cerro del Punhuato sigue funcionando de manera efectiva como refugio de un porcentaje importan-

te de especies de mamíferos a nivel regional, poniendo de manifiesto que a pesar de su pequeña superficie y las presiones de la urbanización, las acciones de conservación y restauración llevadas a cabo en áreas protegidas bajo la influencia de la urbanización pueden impactar positivamente la diversidad biológica local, dando además, beneficios ambientales a las poblaciones humanas circundantes.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura Citada

- Alanís, D. y T. Monterubio. 2014. Riqueza de la comunidad de mamíferos silvestres de la cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán, una comparación utilizando métodos de muestreo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Blair, R. B. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the U.S. Pp. 33-56. En Lockwood, J. L. y M. L. McKinney (Eds.). *Biotic Homogenization*. Norwell (MA): Kluwer.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Primera Edición. Conabio y fondo de la cultura Económica. México. 986 p.
- Chamberlain, D, A. R. Cannon, M. P. Toms, D. I. Leech, B. J. Hatchwell y K. J. Gaston, 2009. Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. UK, Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield, 151: 1-18.
- Charre, M. 2012. Use de manantiales por los Mamíferos silvestres en bosques tropicales de Michoacán. Tesis de maestría. Facultad de Biología, UMSNH.
- Cuautle, G. y L. García 2005. Diversidad de roedores en La Reserva de La Biosfera la Michilía en relación con la heterogeneidad ambiental a nivel de macrohábitat y microhábitat. Tesis de maestría. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz.
- Feeley, K. J. 2007. Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecology Letters*, 10: 461-469.
- Gage, G., M. L. Brook, M. R. Symonds y D. Wege, 2004. Ecological correlates of the threat of extinction in Neotropical bird species. *Animal Conservation*, 7: 161-168.
- González, R. A. 2004. Listado de los mamíferos registrados en la reserva de la biosfera La Michilía, Durango, México. Documento inédito. Instituto de Ecología A.C. Xalapa. 5pp.
- Lawton J., H. Naeem, L. J. Thompson, A. Hector y M. J. Crawley. 1998. Biodiversity and ecosystem functioning: getting the Ecotron experiment in its correct context. *Functional Ecology*, 12: 843-856.
- Núñez, G. A. 2005. Los mamíferos silvestres de Michoacán: diversidad, biología e importancia. Secretaría de difusión y extensión universitaria. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia. 452 p.
- Ruán, T., R. H. Manson y L. I. Iñiguez. 2008. Re-

spuesta al borde en poblaciones de pequeños mamíferos en remantes de bosque mesófilo en montaña del centro de Veracruz. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad (IMECBIO). Avances en el estudio de los mamíferos de México, vol. II: 511-530.

Swann, D. E., K. Kawanishi y J. Palmer. 2011. Evaluating Types and Features of Camera Traps in Ecological Studies: A Guide for Researchers. Pp. 27-43. En O'Connell, A. F., J. D. Nichols y K. U. Karanth. (Eds.). Camera traps in animal ecology. Methods and Analyses. Springer. Tokyo, Dordrecht Heidelberg, London, New York.



¿La urbanización puede repercutir en la abundancia, tamaño corporal y peso de las abejas *Macrotera sinaloana* (Andrenidae) y *Osmia azteca* (Megachilidae)?

Karina Sánchez Echeverría^{1*}, Ignacio Castellanos¹, Karina Cué Hernández¹, Rafael Céron Gómez¹, Luis Felipe Mendoza Cuenca², Iriana Zuria¹ y Gerardo Sánchez Rojas³

¹Laboratorio de Interacciones Biológicas, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

²Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

³Laboratorio de Conservación Biológica, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

*Correo electrónico: kariecheverria@hotmail.com



Resumen

La creciente población humana está ocasionando la expansión de las ciudades en todo el mundo y, probablemente, el proceso de urbanización es una de las principales causas de la desaparición de muchas especies. Sin embargo, los espacios verdes en las zonas urbanas pueden proporcionar pequeños hábitats a la fauna nativa. En este trabajo evaluamos si la abundancia, tamaño corporal y peso de dos especies de abejas nativas, *Osmia azteca* y *Macrotera sinaloana*, se ven afectadas con el grado de urbanización. El estudio se llevó a cabo en el 2014, en 18 áreas verdes de la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México, a lo largo de un gradiente de urbanización. La colecta de abejas se realizó con platos-trampa y redes entomológicas. No se encontró que la abundancia, tamaño y peso de las dos especies de abejas esté relacionado con el grado de urbanización. Estos resultados sugieren que los espacios verdes presentes en el gradiente de urbanización proporcionan hábitats adecuados para estas dos especies de abejas. Sin embargo, es necesario generar mayor conocimiento del impacto y respuesta de las abejas a la urbanización, debido al servicio de polinización que proporcionan para las plantas tanto en ambientes naturales como antropizados.

Palabras clave: Urbanización, abejas nativas, abundancia, tamaño corporal.

Introducción

Los ambientes urbanos se caracterizan por ser áreas con una alta densidad de construcciones artificiales y superficies impermeables, expuestas a una intensa y constante actividad humana (McIntyre y Hostetler, 2001). La urbanización trae como consecuencia la pérdida y fragmentación del hábitat, el remplazo de vegetación nativa por plantas exóticas, alteración del clima a escala local y regional (efecto de las islas de calor urbano), contaminación del agua y aire, así como alteración de los ciclos biogeoquímicos (Bang y Faeth, 2011). El crecimiento descontrolado y acelerado de las zonas urba-

nas, sobre todo en los países en vías de desarrollo, representa una amenaza para la conservación de la biodiversidad y para el bienestar de las personas, sin embargo trabajos recientes han señalado la importancia de las ciudades como sitios en donde puede lograrse la conservación de muchas especies (Gaston, 2010; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2013). El rápido crecimiento de las ciudades en muchas partes del mundo también ha incrementado el interés por el conocimiento y conservación de las abejas urbanas (Zanette *et al.*, 2004; Banaszak-Cibicka y Zmihorski, 2012).

Los Hymenoptera, en particular las abejas, son consideradas como un grupo sensible al disturbio antrópico (McIntyre y Hostetler, 2001). Para las abejas la urbanización provoca cambios en la disponibilidad de sitios para anidar, así como en la calidad y disponibilidad de plantas (alimento) (Banaszak-Cibicka y Zmihorski, 2012). A pesar de lo anterior, y de que las abejas tienen un papel muy importante en la polinización de las plantas tanto en ambientes naturales como antropizados (Gallai *et al.*, 2009), se sabe poco acerca del efecto de la urbanización sobre las poblaciones de abejas (Magura *et al.*, 2004; Banaszak-Cibicka, 2013). En los últimos años han aumentado los trabajos sobre abejas urbanas y la mayoría de éstos han evaluado el efecto de la urbanización sobre su riqueza y abundancia (McIntyre y Hostetler, 2001; Frankie *et al.*, 2005; Banaszak-Cibicka y Zmihorski, 2012; Cué-Hernández, 2014). Sin embargo son muy pocos los trabajos que miden la variación morfológica intraespecífica en respuesta a la urbanización, en particular el tamaño corporal, el cual es de gran importancia para la obtención de recursos, duración de los periodos de actividad y distancia de forrajeo (Banaszak-Cibicka y Zmihorski, 2012).

El objetivo de este trabajo fue determinar si la urbanización influye en la abundancia, tamaño y peso de *Osmia azteca* (Megachilidae) y *Macrotera sinaloana* (Andrenidae).

Métodos

Área de estudio. El trabajo se realizó en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México, la cual se ubica entre las coordenadas 19° 50' y 20°

10' de latitud N y entre los 98° 41' y 98° 57' de longitud O (Figura 1) y tiene una altitud que va de los 2,400 a los 2,800 msnm (Fleming, 1999). La zona metropolitana cuenta con una superficie de 268.1 km² y una población humana de 395,266 habitantes (INEGI, 2010). Particularmente los sitios de colecta se encuentran en los municipios de Pachuca de Soto y Mineral de la Reforma.

Sitios de colecta. Se seleccionaron 18 sitios de muestreo con distinto grado de urbanización ubicados en los municipios de Mineral de la Reforma y Pachuca de Soto. Estos sitios fueron seleccionados con la ayuda de una imagen satelital de 1 m² de resolución, procurando que la distancia entre ellos fuera de por lo menos 1 km. Los sitios seleccionados fueron áreas verdes que incluyeron camellones, jardines, parques, terrenos baldíos, cultivos y remanentes de vegetación nativa. Para cada sitio se obtuvo el porcentaje de cobertura impermeable (casas, edificios, áreas cubiertas por concreto, calles y estacionamientos) como estimador del nivel de urbanización en áreas circulares (*buffers*) de 500 m de radio alrededor de los sitios de colecta de abejas.

Trabajo de campo. El muestreo se llevó a cabo en la temporada de lluvias (mayo a septiembre) en el 2014. En cada sitio de muestreo se colocaron tres trampas para la colecta de abejas que consistieron en recipientes plásticos (largo 18.6 cm, ancho 13 cm y profundidad 3.5 cm) de colores azul, blanco y amarillo con al menos 3 cm de una solución de agua jabonosa (Gollan *et al.*, 2011). Las trampas se mantuvieron en función en los sitios durante 48 horas después de ser colocadas, y los organismos capturados fueron colocados en



Figura 1. Ubicación del área de estudio en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México.

alcohol al 70%. Adicionalmente se realizaron capturas de abejas utilizando una red entomológica aérea, en un área de 20 m de diámetro, estableciendo como centro el lugar donde se colocaron las trampas jabonosas.

Trabajo de laboratorio. Los individuos de *M. sinaloana* y *O. azteca* se sexaron y montaron, y posteriormente se les midió la longitud total del cuerpo para determinar su tamaño y la distancia intertegular para determinar la masa corporal seca (peso seco) de los individuos siguiendo la metodología propuesta por Cane (1987). Las mediciones se realizaron utilizando un microscopio

(Nikon, SMZ 745) en cuyo ocular se encontraba una gradilla micrométrica.

Resultados

Osmia azteca. No se encontró relación significativa entre la abundancia de *O. azteca* y el grado de urbanización (porcentaje de cobertura impermeable) ($P = 0.91$). El tamaño corporal de *O. azteca* difirió significativamente entre hembras y machos, siendo las hembras las que presentan un mayor tamaño corporal respecto a los machos ($t = 3.693$, g.l. = 21, $P = 0.0001$), por lo que, se analizaron los sexos por separado. Debido a que fue-

ron muy pocos los individuos machos colectados, solamente se analizaron los datos de las hembras. Al analizar el tamaño corporal y la masa corporal seca (peso seco) de las hembras de *O. azteca* en relación al porcentaje de cobertura impermeable, no se encontraron relaciones significativas ($P = 0.84$, y $P = 0.27$, respectivamente).

***Macrotera sinaloana*.** No se encontró que la abundancia de *M. sinaloana* y el grado de urbanización (porcentaje de cobertura impermeable) estuvieran relacionados significativamente ($P = 0.37$). El tamaño corporal de *M. sinaloana* no difirió entre sexos ($t = 1.058$, g.l. = 29, $P = 0.29$), por lo que, los análisis se realizaron sin separar los sexos. Al analizar si existe una relación entre el porcentaje de superficie impermeable y el tamaño corporal y peso seco de *M. sinaloana* no se encontró una relación significativa ($P = 0.12$ y $P = 0.98$, respectivamente).

Discusión

En un trabajo previo en el área metropolitana de Pachuca se encontró que la riqueza y abundancia de abejas (59 especies de abejas, de las cuales 58 son nativas de México, y una exótica, *Apis mellifera*) disminuye conforme aumenta el porcentaje de cobertura de superficie impermeable (Cué-Hernández, 2014). En el presente trabajo se analizó la abundancia de dos de las 58 especies nativas (*O. azteca* y *M. sinaloana*), y se encontró que su abundancia, tamaño y masa corporal (peso seco) no están relacionadas significativamente con el grado de urbanización (porcentaje de superficie impermeable). Estos resultados sugieren que la urbanización no influye ni en la abundancia ni en

las características morfológicas de *O. azteca* y *M. sinaloana*. Otros autores también han encontrado que la abundancia de algunas especies no cambia a lo largo de gradientes de urbanización, e incluso algunas especies son más abundantes en el centro de las ciudades (Banaszak-Cibicka y Zmihorski, 2012). Al parecer, el paisaje urbano puede estar actuando como un filtro para las comunidades de abejas, facilitando la colonización en el centro de la ciudad por abejas con características específicas. *Osmia azteca* es una especie oligoléctica, solitaria que anida en cavidades preexistentes y *M. sinaloana* es monoléctica, solitaria, y anida en suelo.

En relación con el tamaño de las abejas a lo largo del gradiente de urbanización, esperábamos que las temperaturas más elevadas que se encuentran dentro de la ciudad, comparadas con la temperatura fuera de la ciudad (datos no publicados) podrían incrementar la tasa de desarrollo de las larvas y dar como resultado adultos de menor tamaño corporal (Chown y Nicolson, 2004). Es probable que la ausencia de diferencias que encontramos se deba a que la diferencia en temperatura no sea suficientemente grande y/o a que durante su desarrollo, las larvas están relativamente protegidas de la variación en temperatura.

Este estudio sugiere que es necesario realizar más investigaciones sobre el efecto de la urbanización en las comunidades de abejas nativas; las ciudades pueden ser un hábitat importante para una fauna diversa de abejas, por lo que, generar estrategias de conservación para una amplia diversidad de hábitats con diferentes niveles de urbanización podría ayudar a conservar la riqueza de abejas en las ciudades.

Conclusiones

El nivel de urbanización del área metropolitana de Pachuca, Hidalgo no mostró una relación significativa con la abundancia, tamaño corporal y peso seco de *Osmia azteca* y *Macrotera sinaloana*. Es necesario generar mayor conocimiento del impacto y respuesta de la fauna nativa de abejas a la urbanización.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca de Doctorado otorgada al primer autor, al FOMIX-CONACyT por su apoyo a través del proyecto Diversidad del Estado de Hidalgo, al Dr. Ricardo Ayala y a la Dra. Virginia Meléndez Ramírez por su apoyo en la identificación de los ejemplares. Asimismo, los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

Banaszak-Cibicka, W. 2013. Are urban areas suitable for thermophilic and xerothermic bee species (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes)? *Apidologie*, 45: 145-155.

Banaszak-Cibicka, W. y M. Zmihorski. 2012. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insects Conservation*, 16: 331-342.

Bang, C. y S. H. Faeth. 2011. Variation in

arthropod communities in response to urbanization: seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning*, 103: 383-399.

Cane, J. H. 1987. Estimation of bee size using intertegular span (Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 60: 145-147.

Chown, S. L. y S. W. Nicolson. 2004. *Insect physiological ecology: mechanisms and patterns*. Oxford University Press. 254 p.

Cué-Hernández, K. 2014. Efecto de la urbanización sobre las comunidades de abejas y abejorros (Hymenoptera: Apoidea) en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.

Frankie, G., R. W. Thorp., M. Schindler., J. Hernandez., B. Ertter y M. Rizzardi. 2005. Ecological patterns of bees and their host ornamental flowers in two northern California cities. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 78: 227-246.

Fleming, G. 1999 Plan de Desarrollo Regional de la zona Metropolitana de Pachuca. H. Ayuntamiento de Pachuca y por el H. Ayuntamiento de Mineral de la Reforma.

Gallai, N., J. M. Salles., J. Settele y B. E. Vaissiere. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68: 810-821.

Gaston, K. J. 2010. *Urban ecology*. Cambridge University Press. 332 p.

Gollan, J. R., M. B. Ashcroft y M. Batley. 2011. Comparison of yellow and white

- pan traps in surveys of bee fauna in New SouthWales, Australia (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). *Australian Journal of Entomology*, 50: 174-178.
- INEGI, 2010. Cuaderno Estadístico Municipal, Pachuca de Soto, Estado de Hidalgo. INEGI. México. Plan Municipal de Desarrollo 2012-2016, Pachuca de Soto, Hidalgo. Obtenido de [http://intranet.ehidalgo.gob.mx/siieh/Planes%20Muicipales/EPAZOYUCAN.pdf\(08/Enero/2014\)](http://intranet.ehidalgo.gob.mx/siieh/Planes%20Muicipales/EPAZOYUCAN.pdf(08/Enero/2014)).
- Magura, T., B. Tóthmérész y T. Molnár. 2004. Changes in carabid beetle assemblages along an urbanization gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecology*, 19: 747-759.
- MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez. 2013. Ecología urbana: Experiencias en América Latina. Obtenido de www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana.
- McIntyre, N. E. y M. E. Hostetler. 2001. Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic and Applied Ecology*, 2: 209-218.
- Zanette, L. R. S., R. P. Martins y S. P. Ribeiro. 2004. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning*, 71: 105-121.

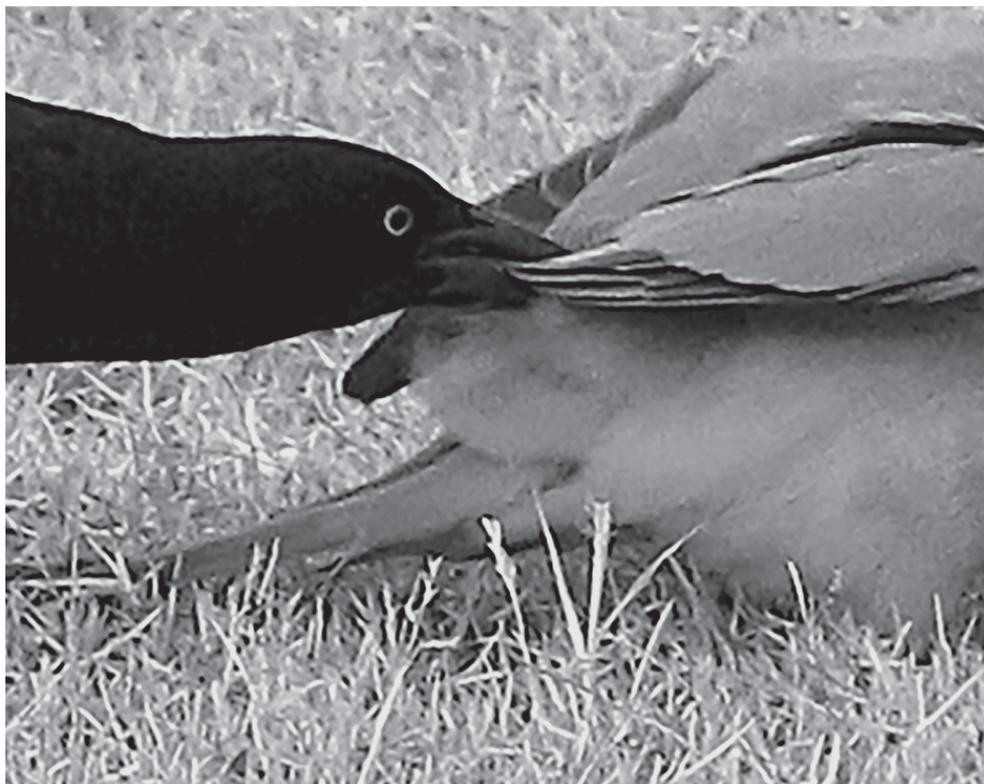


Diversidad de aves en áreas verdes de zonas urbanas: una revisión para México

Remedios Nava Díaz

Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, México. Correo electrónico: reminava@yahoo.com.mx

Quiscalus mexicanus (izquierda) y *Myiopsitta monachus* (derecha) Foto: Remedios Nava Díaz



Resumen

En respuesta a la crisis del cambio global, particularmente a las altas tasas de urbanización, el estudio de la biodiversidad presente en zonas urbanas ha adquirido creciente relevancia. Entre los diferentes usos de suelo, las áreas verdes han recibido especial atención por ser sitios considerados potenciales refugios de la biodiversidad urbana. En esta revisión se compendiaron los trabajos sobre avifauna en áreas verdes dentro de zonas urbanas de México. Se estudió la distribución espacial de los trabajos y la proporción de las especies reportadas para las provincias biogeográficas y entidades federativas del país que cuentan con información. Se identificaron los tipos de estudios más frecuentes y se extrajeron los principales resultados. Se reunieron 42 trabajos, la mayoría realizados en la provincia del Eje Neovolcánico. Aun cuando 30 trabajos corresponden a listados de especies que describen la avifauna de uno o varios sitios, la riqueza de especies estatal o regional está poco representada en estos trabajos. Se sintetizaron los resultados de los estudios ecológicos destacando los patrones consistentes como la relación positiva entre el tamaño del área verde y la diversidad de aves y señalando también aquellos resultados discrepantes. Finalmente se plantearon preguntas de investigación que considero ineludibles.

Palabras claves: Avifauna, áreas verdes, zonas urbanas, México.

Introducción

En las últimas décadas se han desarrollado numerosos trabajos que describen, comparan y explican los patrones de biodiversidad registrados en diversas zonas urbanas del planeta (Blair, 1999; Aronson *et al.*, 2014; MacGregor-Fors *et al.*, 2015) lo cual responde al efecto que éstas tienen sobre el cambio ambiental global (Grimm, 2008) y a los escenarios de urbanización proyectados para diferentes regiones del mundo (Seto *et al.*, 2012). Si bien la urbanización puede implicar una pér-

didada de especies (McKinney, 2002), existen usos de suelo dentro de las zonas urbanas que pueden albergar niveles de riqueza relativamente altos (Blair, 1999), como las áreas verdes (Fernández-Juricic y Jokimaki, 2001).

Los objetivos de esta revisión fueron: compendiar la información disponible sobre la avifauna de áreas verdes de zonas urbanas en México, determinar la riqueza de aves de México registrada en dichas áreas verdes y sintetizar los resultados de los trabajos.

Metodología

Se realizó una búsqueda con los términos “avifauna” o “ave”, “ciudad” o “urbanización” o “urbana” y “México” durante agosto del 2015 en diferentes bases de datos de publicaciones indexadas, resúmenes de congresos y portales de revistas de asociaciones civiles y sociedades científicas mexicanas que realizan investigación sobre las aves. Se consultó el catálogo de tesis de la Universidad Nacional Autónoma de México. Se insertaron los términos equivalentes en inglés cuando fue necesario. En la revisión se incluyeron únicamente aquellos trabajos a nivel de comunidad que realizaron muestreos en áreas verdes dentro de zonas urbanas. Las áreas verdes fueron definidas como aquellos sitios públicos o privados arbolados de diferente uso y forma.

Los trabajos fueron clasificados en tres categorías: listados de especies, estudios ecológicos y estudios de conservación de acuerdo a lo propuesto por Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors (2011). Para aquellos trabajos realizados en la misma zona urbana se verificó que los datos reportados fueran distintos para ser incluidos en la revisión. Se estudió la distribución espacial de los trabajos reunidos así como la riqueza de aves reportada en conjunto para cada entidad federativa y provincia biogeográfica representada en la revisión. El listado de especies de las provincias se obtuvo integrando los listados de aquellas Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) ubicadas en cada provincia representada cuyos límites geográficos no rebasaran los de la provincia correspondiente.

Resultados

Estudios de avifauna en áreas verdes urbanas

Se reunieron 42 trabajos sobre avifauna realizados en áreas verdes dentro de zonas urbanas de México. Los trabajos corresponden a 22 artículos, once tesis, ocho presentaciones en congresos y un libro, los cuales fueron publicados o presentados entre el año 2000 y 2014. Los trabajos reunidos abarcan distintos usos de suelos tales como parques, campus universitarios, jardines, solares, cementerios y jardines botánicos (Buzo-Franco *et al.*, 2005; Díaz, 2008; Parra *et al.*, 2010; Domínguez *et al.*, 2011; Cárdenas, 2014; Castro-Torreblanca y Blancas, 2014).

Distribución espacial de los estudios. Los trabajos identificados no están distribuidos homogéneamente en México. La mayoría de los estudios han sido realizados en la región centro del país (Fig. 1). Las entidades federativas para las que se encontró por lo menos un trabajo son: Distrito Federal (17), Estado de México (6), Puebla (6), Jalisco (6), Hidalgo (3), Veracruz (2), Chihuahua (2), Tamaulipas (1), Guerrero (1), Durango (1), Oaxaca (1), Querétaro (1), Morelos (1) y Yucatán (1). De las diecinueve provincias que comprende la regionalización biogeográfica de México solo ocho cuentan con al menos un trabajo, siendo la provincia del Eje Neovolcánico la que más trabajos presenta (Fig. 1).

Riqueza de aves en México reportada en los estudios.

Del total de trabajos incluidos en la revisión solo se obtuvo el listado de especies para 36 de ellos. Estos trabajos reportan en conjunto un total de 469 especies pertenecientes a diecinueve órdenes y 62 familias, lo que corresponde a aproximadamente el 41% de las especies registradas

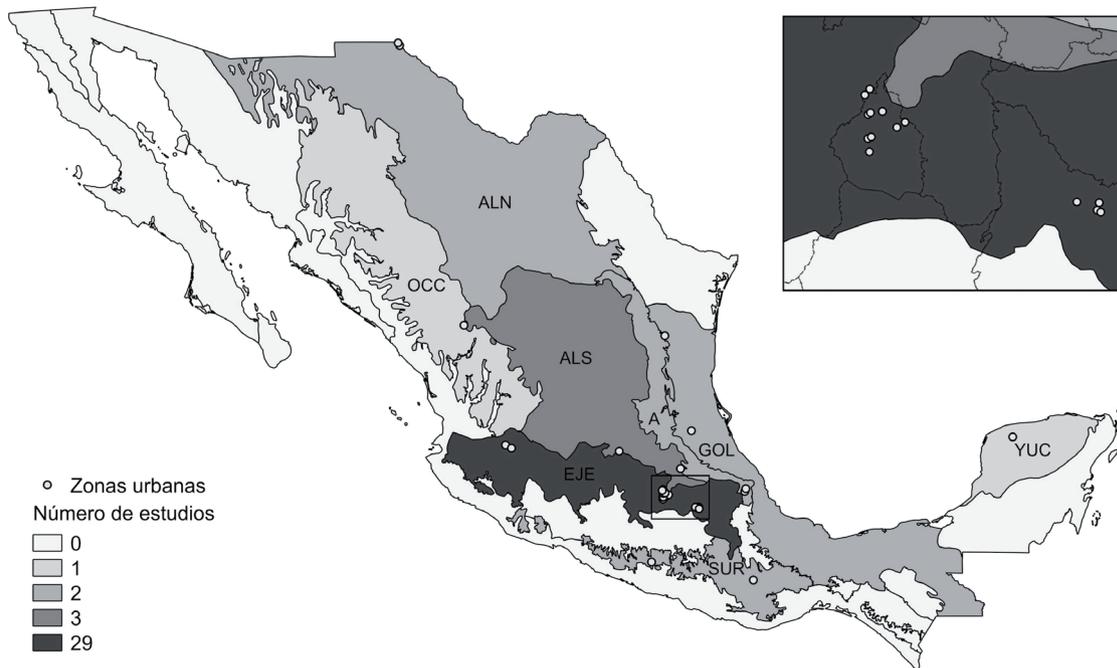


Figura 1. Ubicación de los estudios reunidos en las provincias biogeográficas del país. Modificado de: CONABIO (1997). ALN: Altiplano del Norte, ALS: Altiplano del Sur, OCC: Sierra Madre Occidental, A: Sierra Madre Oriental, SUR: Sierra Madre del Sur, EJE: Eje Neovolcánico, GOL: Golfo de México, YUC: Yucatán.

para México (Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014). De éstas, 31 especies son endémicas para México y 53 especies aparecen en alguna categoría de riesgo según la autoridad ambiental Mexicana (SERMANAT, 2010). Las familias mejor representadas en orden descendente son Parulidae, Tyrannidae y Emberizidae. La mayoría de las especies (76.7%) fue reportada en hasta siete trabajos mientras que catorce especies (2.9%) aparecieron en 27 o más listados (Cuadro 1).

A nivel de estado, las especies registradas en los trabajos reunidos representan desde el 6.6% hasta el 86.0% del número de especies reportadas para cada estado siendo la media y mediana 27% y 22% respectivamente (Cuadro 2). El análisis de la riqueza de aves a nivel de provincia biogeográfica solo se realizó para las

provincias Altiplano del Norte, Faja Volcánica Transmexicana y Golfo de México por ser las únicas con suficiente información disponible (Cuadro 2).

Tipos de estudios identificados. La mayor parte de los trabajos encontrados corresponden a listados de especies (30). Solo un trabajo fue catalogado como un estudio de conservación. El resto de los trabajos fueron clasificados como estudios ecológicos (11).

Estudios de conservación. Reyna y colaboradores (2013) identificaron especies de aves indicadoras de la calidad ambiental de parques en la zona metropolitana y conurbada de Guadalajara. A partir de la distribución de las especies en los dieciséis parques monitoreados, obtuvieron un conjunto de ocho especies que consideraron

Cuadro 1. Especies más frecuentes en los 36 listados de avifauna encontrados para áreas verdes de zonas urbanas de México. Número de listados en los que aparecen (N).

N	Especies
34	<i>Columbina inca</i>
33	<i>Haemorhous mexicanus</i>
32	<i>Quiscalus mexicanus</i>
31	<i>Cardellina pusilla, Passer domesticus, Setophaga coronata, Spinus psaltria</i>
29	<i>Columba livia, Hirundo rustica, Molothrus aeneus, Pyrocephalus rubinus</i>
28	<i>Melospiza fusca</i>
27	<i>Thryomanes bewickii, Toxostoma curvirostre</i>

indicadoras de ambientes perturbados y un conjunto de dieciséis especies raras. El primer grupo incluye especies como *Turdus rufopalliatu*s, *Quiscalus mexicanus*, *Bubulcus ibis*, *Haemorhous mexicanus* y *Cyananthus latirostris*. En el segundo grupo se encuentran especies como *Passerina leclancherii*, *Momotus mexicanus*, *Tyto alba* y *Bombycilla cedrorum*.

Listados de especies. Se han generado listados de especies exclusivos para un área verde (Villafraanco, 2000; Rodríguez *et al.*, 2010; Ruelas y Aguilar, 2010; Hernández y Peláez, 2012) o para un conjunto de áreas verdes ubicadas dentro de la misma zona urbana (González-Oreja *et al.*, 2007; Martínez, 2011; Maya-Elizarrarás, 2011; Malagamba-Rubio *et al.*, 2013; Resendiz *et al.*, 2013; Cárdenas, 2014) siendo los primeros los más comunes y dentro de éstos, son frecuentes los que reportan la avifauna presente en campus universitarios u otras instalaciones de entidades académicas (Carbó-Ramírez y López-Ortega, 2005; MacGregor-Fors, 2005; Rodríguez, 2007; Ra-

mírez-Albores, 2008; Jiménez y Mendoza, 2010; Pablo-López y Díaz-Porras, 2011; Hernández *et al.*, 2013). Solo un trabajo ha estudiado la avifauna de áreas verdes urbanas junto con otras coberturas de suelo no urbanas dentro de un municipio (Moreno *et al.*, 2015).

Algunos de los trabajos que registraron la diversidad de aves en un solo sitio evaluaron la variación espacial y temporal de ésta (Almazán-Núñez y Hinterholzer-Rodríguez, 2010; San José *et al.*, 2010; Carbó-Ramírez *et al.*, 2011). Las comparaciones espaciales se han realizado para sitios que difieren en las características de la vegetación presente (Carbó-Ramírez *et al.*, 2011) o en el manejo que han recibido (San José *et al.* 2010) encontrándose diferencias en la composición de especies. La dinámica temporal ha sido evaluada en un mismo año (Arenas, 2004; Hernández y Peláez, 2012) o a lo largo de varios años (Ramírez-Albores, 2008). Por ejemplo, Acuña (2014) comparó la diversidad y abundancia de especies en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala

Cuadro 2. Representación de la riqueza de especies de las entidades federativas y provincias biogeográficas para las que se encontró al menos un trabajo. La riqueza de especies de referencia se obtuvo de Navarro-Sigüenza y colaboradores (2014) y de CONABIO (2015).

Sitio (número de trabajos)	Diversidad reportada en los trabajos incluidos en la revisión			Riqueza
	Órdenes	Familias	Especies (%)	Especies
Chihuahua (2)	16	44	162 (50.7)	319
Distrito Federal (8)	18	47	209 (86.0)	243
Durango (1)	15	43	163 (55.0)	296
Estado de México (2)	10	31	100 (22.7)	440
Guerrero (1)	8	24	76 (14.1)	539
Hidalgo (3)	14	35	106 (23.2)	456
Jalisco (6)	18	40	160 (29.1)	549
Oaxaca (1)	8	20	49 (6.6)	736
Puebla (3)	10	30	80 (13.4)	595
Querétaro (1)	6	20	39 (10.4)	375
Tamaulipas (1)	12	25	44 (8.0)	545
Veracruz (2)	18	48	265 (36.8)	719
Altiplano del Norte (2)	16	45	158 (44.1)	358
Eje Neovolcánico (23)	19	49	301 (71.1)	423
Golfo de México (2)	16	35	93 (15.6)	594

en la Ciudad de México con datos obtenidos en años previos (Duarte, 2001; Varona, 2001). Entre los cambios que reportó, está el incremento en la abundancia y frecuencia de especies como *Cynanthus latirostris*, *Psaltriparius minimus* y *Thryomanes bewickii*.

Estudios ecológicos. Los trabajos de ecología reunidos buscan explicar la variación en la diversidad de especies con base en factores como el tamaño del área verde (Buzo-Franco y Hernán-

dez-Santín, 2004), las características del hábitat (Grajales, 2009; González-Oreja *et al.*, 2012) y del paisaje circundante (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011), la presencia de una o varias especies urbanófilas (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010; Charre, 2013), la perturbación antrópica (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; González-Oreja *et al.*, 2012) y la distancia al área natural más próxima (Charre, 2013). El efecto de las variables se ha modelado para el conjunto de especies

registradas (Grajales, 2009) o para un subconjunto de ellas (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010; Charre, 2013).

Algunos de los resultados presentados por los trabajos reunidos sugieren patrones consistentes en las diferentes zonas urbanas estudiadas como la relación positiva entre el tamaño del área verde y la riqueza de especies (Buzo-Franco y Hernández-Santín, 2004; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; González-Oreja *et al.*, 2012; Charre, 2013) aunque en algunos casos, la relación no ha sido significativa (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011). En otros casos, los resultados obtenidos por diferentes estudios son desiguales. Por ejemplo, la distancia entre las áreas verdes y el área natural o preservada más cercana muestra un efecto negativo sobre la riqueza de especies (Grajales, 2009), un efecto nulo sobre el número de individuos de especies migratorias (Charre, 2013) o un efecto positivo sobre la riqueza de especies migratorias (Charre *et al.*, 2013).

La caracterización del hábitat es común en los estudios ecológicos compilados. Ésta se basa frecuentemente en atributos de la vegetación (MacGregor-Fors, 2008; Grajales, 2009; Malagamba-Rubio *et al.*, 2013) aunque también ha considerado otras variables relacionadas con la estructura urbana del sitio (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009). Entre los atributos de la vegetación incluidos en los análisis, la riqueza de aves muestra una relación positiva pero no significativa con la riqueza de especies vegetales, sean arborescentes o arbustivas, (MacGregor-Fors, 2008; Grajales, 2009; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011) y una relación positiva significativa con el diámetro a la altura del pecho

(Malagamba-Rubio *et al.*, 2013) y la cobertura del follaje arbóreo (MacGregor-Fors, 2008). Es importante mencionar que los trabajos que analizaron la riqueza y abundancia de grupos particulares de aves reportan relaciones especie-dependientes con algunos atributos de la vegetación. Por ejemplo, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors (2010) encontraron que la abundancia de *Spinus psaltria* y *Pheucticus melanocephalus* se relaciona fuertemente con la densidad de árboles mientras que la abundancia de *Turdus migratorius*, *Icterus abeillei* y *Amazilia beryllina* está asociada a la altura de los árboles.

En cuanto a las características del hábitat relativas al grado de urbanización, se han reportado valores más altos de dominancia para aves insectívoras migratorias en los parques menos urbanizados (Charre, 2013) y se ha identificado un grupo de especies asociadas a áreas verdes con una proporción de suelo impermeable alta para las temporadas reproductiva y de migración (Charre *et al.*, 2013). También se ha descrito una relación negativa entre la cobertura de suelo desnudo y la riqueza de especies (Malagamba-Rubio *et al.*, 2013) la cual puede variar si se consideran diferentes grupos de especies (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011).

Las respuestas de las comunidades a factores del paisaje han sido escasamente estudiadas. Carbó-Ramírez y Zuria (2011) incluyeron en sus análisis la proporción de suelo cubierto por áreas verdes, caminos pavimentados y edificios en 100 y 200 m a la redonda de cada sitio de muestreo. Los modelos que obtuvieron para la comunidad de verano y de invierno incluyen como variables explicativas de la riqueza el porcentaje de suelo

cubierto por edificios y por caminos pavimentados respectivamente.

La evidencia generada señala que las perturbaciones antrópicas pueden afectar de manera negativa la riqueza y composición de las comunidades de aves en las áreas verdes (González-Oreja *et al.*, 2012; Charre, 2013) y la abundancia de especies individuales (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010) aunque en ocasiones pueden no tener efecto alguno (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011). En un trabajo pionero, González-Oreja y colaboradores (2012) investigaron el papel del ruido en el anidamiento de las comunidades de aves en áreas verdes. Los modelos finales que obtuvieron muestran que el anidamiento de los ensambles de aves es explicado por el tamaño del sitio junto con los niveles de ruido.

Conclusiones

Los resultados de esta revisión muestran que si bien son numerosos los trabajos que han investigado la diversidad de aves en áreas verdes para diferentes zonas urbanas de México, los esfuerzos se han dirigido en su mayoría a describir las avifaunas ahí presentes. Esta revisión señala también que la cobertura espacial de los trabajos es limitada, desarrollándose gran parte de éstos en la provincia biogeográfica del Eje Neovolcánico, en particular en la Ciudad de México. Si bien el total de especies de aves reportadas en los trabajos compendiados equivale al 41% de las especies reportadas para México, esta proporción disminuye importantemente si se calcula para las entidades federativas y provincias biogeográficas para las que se obtuvo información.

Esta revisión confirma que la cobertura vegetal al interior de las áreas verdes tiene un efecto significativo sobre la riqueza de aves. Los trabajos reunidos permiten señalar un único patrón consistente, áreas verdes de mayor tamaño presentarán valores más altos de riqueza de especies. La diversidad de aves en las áreas verdes es afectada por factores a nivel local y de paisaje. Entre los primeros, algunos atributos de la vegetación así como las perturbaciones antrópicas, en particular el ruido, pueden ser factores que afectan de manera significativa la composición de las comunidades en las áreas verdes.

Perspectivas

México es un país con una alta riqueza de avifauna y una alta proporción de endemismos (Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014) y es también un país que ha experimentado en las últimas décadas un incremento en el número y extensión de sus zonas urbanas (Almejo *et al.*, 2014). Dado que la urbanización supone una amenaza para la conservación de la biodiversidad (McKinney, 2002), se requiere de información que permita tanto valorar el estado actual de la biodiversidad en las zonas urbanas del país como conocer los mecanismos que la afectan.

Varios de los trabajos revisados señalan una relación entre algunos atributos de la cobertura vegetal y la diversidad de aves como se ha reportado para otras zonas urbanas (Barth *et al.*, 2015). Sin embargo, poco se han explorado los mecanismos que subyacen a las relaciones reportadas. Más allá de evaluar la diversidad de especies vegetales *per se* propongo que se estudien los

recursos que proporcionan las distintas especies vegetales como se ha hecho en otras áreas urbanas (Davis *et al.*, 2015). Considerando que la vegetación de muchas áreas verdes y ciudades está dominada por especies exóticas como eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), casuarinas (*Casuarina equisetifolia*) o pirules (*Schinus molle*) (Grajales, 2009; Charre *et al.*, 20013) y que las aves pueden usar preferentemente estas especies sobre las nativas (MacGregor-Fors, 2008; Charre, 2013) recomiendo que se estudie explícitamente el valor que las especies vegetales exóticas tienen para la diversidad de aves en las áreas verdes.

Adicionalmente, sugiero que las investigaciones se desarrollen dentro del marco de la Ecología del Paisaje ya que las zonas urbanas son espacialmente heterogéneas. Al respecto considero relevante explorar el efecto de la conectividad de las áreas verdes sobre la relación tamaño-riqueza observada en éstas (Martensen *et al.*, 2008). Por último resalto la necesidad de determinar si las áreas verdes dentro de las zonas urbanas funcionan como trampas ecológicas para las especies que ahí habitan o si verdaderamente representan un refugio para la diversidad de aves (Leston y Rodewald, 2006)

Agradecimientos

Agradezco a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

- Acuña, J. D. 2014. Avifauna de la FES Iztacala, UNAM. Estudio comparativo. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 90 p.
- Almazán-Núñez, C. y A. Hinterholzer-Rodríguez. 2010. Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México. *Huitzil*, 11: 26-34.
- Almejo, R., J. García e I. Benítez. 2014. La urbanización en México 2010-2030: un esbozo de los retos y oportunidades asociados al crecimiento urbano y regional. Pp. 139-163. En Márquez, M., M. Muñoz y V. Muñoz. (Eds.). La situación demográfica de México 2014. Consejo Nacional de Población, Distrito Federal.
- Arenas, S. 2004. Distribución y fenología de la avifauna del Ajusco medio y del Pedregal de San Ángel, Distrito Federal, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México DF. 84 p.
- Aronson, M., F. La Sorte, C. Nilon, M. Katti, M. Goddard, C. Lepczyk, P. Warren, N. Williams, S. Cilliers, B. Clarkson, C. Dobbs, R. Dolan, M. Hedblom, S. Klotz, J. Koojimans, I. Kühn, I. MacGregor-Fors, M. McDonnell, U. Mörtberg, P. Pysek, S. Siebert, J. Sushinsky, P. Werner y M. Winter. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B*, 281: 20133330.
- Barth, B., S. FitzGibbon y S. Wilson. 2015. New urban developments that retain more remnant

- trees have greater bird diversity. *Landscape and Urban Planning*, 136: 122-129.
- Blair, R. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications*, 9: 164-170.
- Buzo-Franco, D. y L. Hernández-Santín. 2004. Dinámica espacial y temporal de la comunidad de aves en los parques urbanos de Puebla y su entorno. Tesis de Licenciatura, Escuela de Ciencias, Universidad de las Américas. Puebla. 100 p.
- Buzo-Franco, D., L. Hernández-Santín, C. Bonache-Regidor y J. A. González-Oreja. 2005. Dinámica espacial de la comunidad de aves en los parques urbanos de Puebla y su entorno. Pp. 95. En XVIII Congreso Nacional de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología, A. C. 4-7 de octubre, Monterrey.
- Carbó-Ramírez, P. y G. López-Ortega, 2005. Fluctuaciones estacionales en la diversidad de aves en el campus de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Pp. 143. En XVIII Congreso Nacional de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología, A. C. 4-7 de octubre, Monterrey.
- Carbó-Ramírez, P. e I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100: 213-222.
- Carbó-Ramírez, P., Zuria, I. y P. Romero-González. 2011. Riqueza, abundancia y dinámica espacio-temporal de la comunidad de aves de ciudad universitaria, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, México. *El Canto del Centzontle*, 2: 29-47.
- Cárdenas, D. U. 2014. Los parques funerarios un refugio importante para las aves en la ciudad de Guadalajara y su zona conurbada. Tesis de Licenciatura, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. México. 57 p.
- Castro-Torreblanca, M. y E. Blancas. 2014. Aves de Ciudad Universitaria campus Sur de la Universidad Autónoma de Guerrero, Chilpancingo, Guerrero, México. *Huitzil*, 15: 82-92.
- Charre, G. M. 2013. Distribución, cambios en algunas pautas conductuales y preferencias de forrajeo de aves migratorias insectívoras en parques de la Ciudad de México. Tesis de Doctorado, Unidad Iztapalapa, Universidad Autónoma Metropolitana. México. 293 p.
- Charre, G., A. Hurtado, G. Neve, A. Ponce-Mendoza y P. Corcuera. 2013 Relationship between habitat traits and bird diversity and composition in selected urban green areas of Mexico City. *Ornitología Neotropical*, 24: 279-297.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1997). Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México DF.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2015. Avesmx.net. Última consulta 15 de octubre de 2015. Obtenido de: http://avesmx.conabio.gob.mx/busca_region.html.
- Davis, A., R. Major y C. Taylor. 2015. The association between nectar availability and nectarivore density in urban and natural environments. *Urban Ecosystems*, 18: 503-515.

- Díaz, C. 2008. Distribución espacio-temporal de la avifauna en la zona árida y zona templada del Jardín Botánico del Instituto de Biología y los viveros de la Unidad de Seminarios Ignacio Chávez, UNAM, México, D.F. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 87 p.
- Domínguez, R., J. Chablé y J. S. Flores. 2011. Aves y huertos familiares en la zona periurbana de la ciudad de Mérida, Yucatán. Pp. 18. En XI Congreso para el estudio y conservación de las aves en México (CECAM). Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A. C. 4-7 de octubre, Mazatlán.
- Duarte, M. T. 2001. Caracterización de la comunidad de aves de la UNAM Campus Iztacala. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 114 p.
- Fernandez-Juricic, E. y J. Jokimaki. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity Conservation*, 10: 2023-2043.
- González-Oreja, J. A., C. Bonache-Regidor, D. Buzo-Franco, A. De la Fuente-Díaz-Ordaz y L. Hernández-Santín. 2007. Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la Ciudad de Puebla (México). *Ardeola*, 54: 53-67.
- González-Oreja, J. A., A. De La Fuente-Díaz-Ordaz, L. Hernández-Santín, C. Bonache-Regidor, C. y D. Buzo-Franco, D. 2012. Can human disturbance promote nestedness? *Songbirds and noise in urban parks as a case study. Landscape and Urban Planning*, 104: 9-18.
- Grajales, K. M. 2009. Efecto de la urbanización sobre la estructura de las comunidades de aves en la Ciudad de Durango, Durango. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional. 93 p.
- Grimm, N. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319: 756-760.
- Hernández, J. y E. Peláez. 2012. Análisis de la Avifauna del Jardín etnobotánico Francisco Peláez. *Elementos*, 86: 25-29.
- Hernández, A., J. A. Lobato y G. Contreras. 2013. Listado de avistamientos de avifauna identificada haciendo uso de hábitat en las áreas verdes del CBTIS 165 de Coatepec, Veracruz. Pp. 131. En XII Congreso para el estudio y conservación de las aves en México (CECAM). Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A. C. 15 al 18 de octubre, San Cristóbal de las Casas.
- Jiménez, F y R. Mendoza. 2010. Aves urbanas en Ciudad Universitaria de la BUAP. *Elementos*, 79: 23-27.
- Leston, L. y A. Rodewald. 2006. Are urban forests ecological traps for understory birds? An examination using Northern cardinals. *Biological Conservation*, 131: 556-574.
- MacGregor-Fors, I. 2005. Listado ornitológico del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México: un espacio suburbano. *Huitzil*, 6: 1-6.

- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, 84: 92-98.
- MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez. 2011. Fading from the forest: Bird community shifts related to urban park site-specific and landscape traits. *Urban Forestry and Urban Greening*, 10: 239-246.
- MacGregor-Fors, I., S. Avendaño-Reyes, V. Bandala, S. Chacón-Zapata, M. Díaz-Toribio, F. González-García, F. Lorea-Hernández, J. Martínez-Gómez, E. de Oca, L. Montoya, E. Pineda, L. Ramírez-Restrepo, E. Rivera-García, E. Utrera-Barrillas y F. Escobar. 2015. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*, 18: 633-647.
- Malagamba-Rubio, A., I. MacGregor-Fors y R. Pineda-López. 2013. Comunidades de aves en áreas verdes de la Ciudad de Santiago de Querétaro, México. *Ornitología Neotropical*, 24: 371-386.
- Martensen, A., R. Pimentel y J. Metzger. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141: 2184-2191.
- Martínez, B. D. 2011. Avifauna de dos áreas verdes: Parque central poniente y Club campestre en Ciudad Juárez, Chihuahua. Tesis de Licenciatura, Departamento de Ciencias Químico-Biológicas, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. 113 p.
- Maya-Elizarrarás, E. 2011. Aves explotadoras de áreas verdes urbanas: un ejemplo de la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco. *El canto del Centzontle*, 2: 104-109.
- McKinney, M. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, 52: 883-890.
- Moreno-Contreras, I., H. De Silva, A. Torres-Vivanco, N. Villalpando-Navarrete y A. Botello. 2015. Avifauna of Juárez Municipality, Chihuahua, Mexico. *Western Birds*, 46: 190-215.
- Navarro-Sigüenza, A., F. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, T. Peterson, H. Berlanga-García y L. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: S476-S495.
- Ortega-Álvarez, R. e I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, 90: 189-195.
- Ortega-Álvarez, R. e I. MacGregor-Fors. 2010. What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitología Neotropical*, 21: 519-533.
- Ortega-Álvarez, R. e I. MacGregor-Fors. 2011. Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning*, 101: 1-10.
- Pablo-López, R. y D. Díaz-Porras. 2011. Los campus universitarios como refugios de aves: el caso de la Universidad Autónoma "Benito Juárez" de Oaxaca (UABJO), Oaxaca, México. *El canto del Centzontle*, 2: 48-63.

- Parra, L. G., M. Reyes, I. Núñez y A. Tovar. 2010. Monitoreo de la ornitofauna de dos zonas (norte y sur) del Distrito Federal. Pp. 60. En XVI Simposio Nacional de Ornitología. Sociedad Mexicana de Ornitología, A. C. 28-30 de abril, Ciudad de México.
- Ramírez-Albores, J. 2008. Comunidad de aves de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza campus II, UNAM, Ciudad de México. *Huitzil*, 9: 12-19.
- Resendiz, N. H., J. Cipriano y R. Valencia. 2013. Avifauna de áreas verdes urbanas de la ciudad de Huejutla de Reyes, Hidalgo, México. Pp. 60-61. En XII Congreso para el estudio y conservación de las aves en México (CE-CAM). Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A. C. 15 al 18 de octubre, San Cristóbal de las Casas.
- Reyna, O. F., L. A. Cayo y A. N. González. 2013. Los Parques Urbanos de Guadalajara y su Importancia para las Aves. Pp. 77-90. En Ramírez, A. I., M. Anaya, F. D. Rentería, J. Ruvalcaba y M. A. González (Eds.). *Propuestas para la gestión de los Parques en México 2012*. Orgánica, Guadalajara Jalisco.
- Rodríguez, E. 2007. Estudio preliminar de la ornitofauna en el Instituto Tecnológico de Cd. Victoria Tamaulipas, México. *TecnoINTELECTO*, 4: 63-66.
- Rodríguez, T., C. Vázquez y L. Montañes. 2010. Estudio de las aves urbanas de la segunda sección del Bosque de Chapultepec, México, D.F. Pp. 46. En XVI Simposio Nacional de Ornitología. Sociedad Mexicana de Ornitología, A. C. 28-30 de abril, Ciudad de México.
- Ruelas, E. y S. Aguilar. 2010. La avifauna urbana del parque Ecológico Macuiltépetl en Xalapa, Veracruz, México. *Ornitología Neotropical*, 21: 87-103.
- San José, M., A. Garmendia y Z. Cano-Santana. 2010. Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia, en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D. F., México. *El canto del Centzontle*, 1: 148-164.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SERMANAT). 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SERMANAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.
- Seto, K., B. Günerlap y L. Hutyrá. 2012. Forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS*, 109: 16083-16088.
- Varona, D. E. 2001. Avifauna de áreas verdes urbanas del norte de la Ciudad de México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 130 p.
- Villafranco, J. A. 2000. Avifauna del Parque Tezozomoc, Azcapotzalco. Tesis de Licenciatura, Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 63 p.



¿Un inocente bocadito? Alimentando a las aves urbanas, revisión del caso de los colibríes

Oliva Ramírez-Segura

Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales.
Universidad Autónoma de Querétaro.
Correo electrónico: oliva.segura@uaq.mx

Amazilia violiceps. Foto: Oliva Ramírez-Segura



Resumen

En áreas urbanas puede ser común la práctica de proporcionar alimento suplementario a las aves como un medio para atraerlas y observarlas. Uno de los grupos más apreciados para tal actividad es el de los colibríes. Ofrecer alimento a estas aves puede conllevar buenas intenciones, pero se conoce poco sobre sus repercusiones. Este trabajo sintetiza la información que se ha generado sobre los efectos del uso de bebederos para atraer colibríes y se destacan aquellos aspectos que aún es necesario investigar. Hasta el momento muchos de los posibles efectos de los bebederos sólo son mencionados en la literatura científica y pocos han sido cuantificados, tales como el cambio en abundancia local de colibríes. Pocos estudios evalúan el efecto de los bebederos sobre las plantas visitadas por colibríes, y han obtenido resultados variados con efectos positivos, negativos y neutros. Algunos riesgos asociados al uso de bebederos son transmisión de enfermedades, intoxicación, lesiones y depredación, sin embargo sólo se cuenta con observaciones casuales o de animales en cautiverio, y es necesario evaluarlos en ambientes urbanos. Debido a la escasa información con la que se cuenta, y a los posibles riesgos de su uso, es necesario hacer más estudios sobre este tema.

Palabras clave: Bebederos artificiales, ambientes urbanos, alimento suplementario, polinización.

Introducción

La observación de aves es una actividad recreativa ampliamente practicada en el mundo (Jones, 2011). En Estados Unidos 20% de la población (47 millones de personas) observa aves, y el 88% lo hace en su casa (U.S. Fish and Wildlife Service, 2011). En México esta actividad está creciendo y recientemente se incentiva como parte de proyectos de ciencia ciudadana, como *aVerAves* (CONABIO *et al.*, 2015). En particular, se presume que la observación de colibríes ha incrementado en los últimos años en Norteamérica (Arizmen-di y Berlanga, 2014). Para atraer a las aves a los patios y jardines se utiliza alimento suplementario, como semillas, frutas, restos de comida (por ejemplo pan) y mezclas de agua con azúcar. Los

efectos de la suplementación de alimento han sido estudiados en diversas especies de aves, en las que se han observado cambios en su abundancia, reproducción, sobrevivencia, condición corporal, adecuación, comportamiento, e incluso efectos indirectos en otros organismos (Auman *et al.*, 2008; Jones y Reynolds, 2008; Robb *et al.*, 2008a y 2008b; Saggese *et al.*, 2011; Orros *et al.*, 2012).

Uno de los grupos más apreciados por los observadores de aves son los colibríes, que son aves nectarívoras (Williamson, 2001) a las que se les atrae con disoluciones de azúcar que se ofrecen en bebederos artificiales (en adelante, bebederos). Los bebederos son colocados en ambientes urbanos, reservas naturales y espacios ecoturísti-

cos, como actividad recreativa, de conservación, educación ambiental o como atractivo para los turistas (Bribiesca-Formisano, 2008; Avalos *et al.*, 2012; Brockmeyer y Schaefer, 2012). Los bebederos también son utilizados en estudios científicos para obtener información sobre el estado de sus poblaciones (Inouye *et al.*, 1991; Wethington y Russell, 2003), preferencias de alimento (Chalcoff *et al.*, 2008), comportamiento, aprendizaje y memoria (Garrison y Gass, 1999; González-Gómez *et al.*, 2014; Sholtis *et al.*, 2015), ecología y fisiología (Galindo-González y Ornelas, 2002; Welch, 2011). Pese a que los bebederos se usan ampliamente como pasatiempo y como herramienta en la ciencia, se conoce poco sobre los efectos que tiene su uso cotidiano en las especies de colibríes y las plantas con las que interactúan. En este trabajo se sintetiza la información publicada hasta el momento sobre el uso e impacto de los bebederos en los colibríes y su interacción mutualista con las plantas. Asimismo, se exponen algunos de los riesgos potenciales de su uso y se enfatizan aquellos aspectos que no han sido suficientemente investigados, a partir de los cuales se proponen áreas para futuros estudios.

Uso de los bebederos y sus efectos sobre los colibríes

Los bebederos se comenzaron a usar desde principios del siglo XX y se volvieron cada vez más accesibles y populares a partir de los años 1950's (Soule, 1900; Sherman, 1913; True, 1993). Actualmente los bebederos son ampliamente utilizados lo cual se ve reflejado en la literatura disponible para observadores de colibríes (True, 1993; Stokes

y Stokes, 2008; Arizmendi y Berlanga, 2014) y en los abundantes modelos de bebederos que se ofrecen en el mercado (Camino Silvestre, 2015; Perky-Pet, 2015). Sin embargo, la suplementación de alimento a los colibríes es una actividad que no ha sido cuantificada en México a diferencia de lo hecho para otros grupos de aves en otros países (Chapman y Jones, 2009). Estudios que ofrezcan datos sobre el número de observadores de colibríes, usuarios de bebederos, tipos de bebederos y sustitutos de néctar utilizados, así como un análisis de las regiones geográficas de mayor uso, son necesarios para tener una mejor comprensión de la dimensión de tal actividad. Además, a diferencia de otras regiones del mundo donde las motivaciones para observar aves y los factores socioeconómicos asociados han sido evaluados (Ishigame y Baxter, 2007; U.S. Fish and Wildlife Service, 2011; Clucas y Marzluff, 2012; Davies *et al.*, 2012), en México esto ha sido escasamente investigado para el caso de los colibríes. Por ejemplo, se desconocen las motivaciones locales para alimentar a los colibríes, y sólo se cuenta con algunos datos de la Ciudad de México, donde se observó que las personas con mayor nivel socioeconómico consumen más productos para observar estas aves (Bribiesca-Formisano, 2008).

Uno de los efectos del bebedero sobre los colibríes es el incremento en la abundancia local de individuos (Sherman, 1913; Wethington y Russell, 2003; Arizmendi *et al.*, 2008; Clark y Russell, 2012; Sonne *et al.*, 2016), pero hasta el momento no se ha observado que afecte a la riqueza de especies (Arizmendi *et al.*, 2008). Respecto al uso de los bebederos entre especies migratorias

y residentes de colibríes, se ha propuesto que los colibríes migratorios los localizan primero y los utilizan con mayor frecuencia (Nuñez-Rosas, 2009), no obstante, los bebederos son usados por ambos grupos (Bribiesca-Formisano, 2008; Nuñez-Rosas, 2009), por lo que es importante ampliar las observaciones en este aspecto. Incluso se ha mencionado que los bebederos podrían modificar rutas migratorias de los colibríes (Avalos *et al.*, 2012) y aunque se han detectado cambios en la distribución regional de algunas especies, los cuales han sido atribuidos en parte a los bebederos (True, 1993; Clark y Russell, 2012), hasta ahora no hay estudios que analicen el efecto de los bebederos sobre la migración de las especies. Investigaciones a largo plazo que consideren la densidad de bebederos y su contenido energético como un recurso adicional al néctar ofrecido por las flores en las paradas intermedias de especies migratorias (Russell *et al.*, 1994), podrían clarificar el papel de los bebederos en la migración de las especies.

Algunas observaciones han mostrado que los colibríes territoriales visitan más los bebederos que aquellas especies no territoriales (Avalos *et al.*, 2012; Brockmeyer y Schaefer, 2012), por lo cual se ha sugerido que las especies de comportamiento territorial tendrían mayor probabilidad de desarrollar dependencia por esta fuente de alimento en ambientes con escasa disponibilidad de flores (Avalos *et al.*, 2012). La premisa anterior requiere de más estudios pues los colibríes aprenden rápidamente de su contexto y pueden presentar sensibilidad al riesgo (Gómez Rosas *et al.*, 2013). Adicionalmente, se ha documentado que

las agresiones entre colibríes son comunes en los bebederos y que a mayor densidad de individuos agresivos, las especies desplazadas tienden a usar otras fuentes de néctar, incluso de menor contenido energético (Pimm *et al.*, 1985). Por otra parte, se ha propuesto que los bebederos contribuyen a la tolerancia de las especies nectarívoras a la urbanización, y que podrían usarse para restaurar la interacción entre plantas y aves nectarívoras en las ciudades (Pauw y Louw, 2012).

Impacto del uso de los bebederos sobre la interacción colibrí-planta

Los colibríes son el grupo de aves polinizadoras más importante de América (McCaffrey y Wethington, 2008). En México se encuentran 57 especies de las 330 especies descritas y se estima que este grupo de aves visita más de 1000 especies de plantas (Arizmendi y Berlanga, 2014). La colocación de bebederos representa una interferencia antrópica a la interacción mutualista que sostienen colibríes y plantas, debido a que son una fuente de alimento adicional o alternativa a las flores que visitan los colibríes. El contenido energético de un bebedero se ha calculado como equivalente al de 2,000 a 5,000 flores (True, 1993).

Las visitas al bebedero están correlacionadas negativamente con la abundancia floral total y la abundancia de flores preferidas por los colibríes, es decir, cuando las flores son escasas, los colibríes visitan con mayor frecuencia el bebedero (Inouye *et al.*, 1991; McCaffrey y Wethington, 2008). Por lo anterior, las flores presentes durante el periodo de menor floración o aquellas de individuos aislados podrían no ser visitadas por

los colibríes (McCaffrey y Wethington, 2008). El efecto del bebedero sobre el número de visitas a las flores puede ser positivo, negativo o neutro. En México se encontró que en presencia del bebedero las flores recibieron menor número de visitas, lo que podría llevar a un decremento en el número de semillas producidas en aquellas especies que no son visitadas por otros grupos de polinizadores (Arizmendi *et al.*, 2007). No obstante, en Ecuador se encontró que los bebederos no tienen efecto sobre la tasa de visitas a las flores cercanas a ellos (Brockmeyer y Schaefer, 2012). Sonne *et al.*, (2015) encontraron que la tasa de visitas a las flores incrementa en cercanía al bebedero. Estos resultados contrastantes muestran que los efectos de los bebederos parecen responder a la abundancia local y comportamiento de los colibríes y en particular a las diferencias en la concentración de disolución de azúcar que se utilizó, por lo que se requiere de más estudios. Otra medida indirecta del efecto del bebedero sobre el éxito reproductivo de las plantas es la cantidad de polen que es transportado por los colibríes. Se ha observado que las cargas de polen de colibríes que visitan bebederos son bajas o nulas (Avalos *et al.*, 2012), lo cual tiene un efecto negativo en la adecuación de las plantas. Sin embargo, recientemente se encontró que la presencia del bebedero no afecta negativamente a la deposición de polen a las flores (Sonne *et al.*, 2015).

La distancia a la que el bebedero puede incidir sobre las visitas de colibríes a las flores ha sido tomada en cuenta en algunos estudios, pero los resultados son variables. Avalos *et al.* (2012) encontraron que el bebedero tiene un efecto espa-

cial sobre los colibríes de hasta 3 km, mientras que Brockmeyer y Schaefer (2012) indican que no hay efecto de atracción al bebedero a una distancia de hasta 1.5 km. Sonne *et al.*, (2015) analizaron el efecto espacial del bebedero sobre tres variables: abundancia de colibríes, visitas a las flores y deposición de granos de polen. Sus resultados muestran que aproximadamente a 100 m del bebedero se incrementa tanto la abundancia de los colibríes como las visitas a las flores, sin embargo, no encontraron efecto sobre la deposición de polen a las flores, es decir, es semejante el número de granos de polen que depositan los colibríes en flores cercanas al bebedero que en aquellas que están a 1 km de distancia.

Por lo anterior, son necesarios estudios que clarifiquen el área de influencia del bebedero. El bebedero al igual que las flores, es un recurso alimenticio que no sólo aprovechan los colibríes, también lo hacen otros animales. Un estudio mostró que en presencia de algunas avispas, los colibríes evitan visitar el bebedero (Galindo-González y Ornelas, 2002). De manera semejante, los colibríes territoriales desplazan a otros individuos al monopolizar el bebedero (Avalos *et al.*, 2012; Sonne *et al.*, 2016). Este tipo de interacciones antagónicas puede considerarse en futuros estudios que midan de manera más precisa la tasa de visitas de diferentes especies a bebederos y flores.

Debido a que se han encontrado efectos negativos (Arizmendi *et al.*, 2007) y positivos (Sonne *et al.*, 2015) de la presencia de los bebederos sobre la reproducción de las plantas. Sonne *et al.*, (2015) proponen que esta diferencia puede de-

berse al tiempo que el bebedero estuvo colocado en cada diseño experimental (el cual es de días a años), y que se observan efectos negativos recién que el bebedero se ha colocado, mientras que con el paso del tiempo se van neutralizando por ajuste de las poblaciones de colibríes a la nueva fuente de alimento. Debido a lo anterior, son necesarios futuros estudios que pongan a prueba esta hipótesis.

Para medir con mayor detalle el impacto del bebedero sobre la tasa de visitas a las flores y sobre el éxito reproductivo de las plantas, podría ser útil diferenciar si se trata de colibríes territoriales o ruteros, machos, hembras o juveniles, pues los individuos relegados del bebedero buscarán otras fuentes de alimento (flores). Además, es necesario evaluar los impactos del bebedero en diferentes especies de plantas nativas y con distintos sistemas reproductivos, por ejemplo plantas dioicas, considerar la concentración de la disolución de azúcar usada, e indagar sus efectos en diferentes tipos de vegetación y zonas con distinto grado de urbanización.

Bebederos y sus posibles riesgos: enfermedades, intoxicación, lesiones y depredación

De manera general se sabe que los comederos para aves pueden favorecer la transmisión de enfermedades al actuar como fómite (objeto inanimado que transmite organismos infecciosos Ryan, 2011) e incrementar los encuentros entre individuos (Hartup *et al.*, 1998). Aunque en un caso se encontró que pueden funcionar como medio de inmunización, debido a que las aves

que adquieren enfermedad a través del comedero desarrollan una forma leve y con recuperación más rápida que aquellas que la contraen por contacto con otro individuo (Dhondt *et al.*, 2007). En particular los bebederos han sido señalados como medio de transmisión de enfermedades causadas por bacterias, hongos y virus (Orr y Fowler, 2001; Saldenber *et al.*, 2007; Godoy *et al.*, 2013; Godoy *et al.*, 2014). Las observaciones que se tienen son aisladas o de animales en cautiverio (Orr y Fowler, 2001) y no se cuenta con estudios sistemáticos que evalúen la transmisión de patógenos mediante los bebederos y su efecto sobre las poblaciones de colibríes, especialmente en ambientes urbanos.

En las zonas urbanas los bebederos podrían incrementar la probabilidad de transmisión de enfermedades (Godoy *et al.*, 2014), pues aunque los aficionados y programas que promueven su uso, enfatizan las medidas para mantenerlos limpios y exhortan a no usar miel en la preparación del sustituto de néctar porque contiene esporas de bacterias y levaduras, entre otras recomendaciones (Stokes y Stokes, 2008; The Cornell Lab of Ornithology, 2009; Ketz-Riley y Sanchez, 2015), éstas no siempre se cumplen. La fermentación del medio y la posible contaminación por microorganismos del ambiente, es un riesgo potencial a la salud de los colibríes que es necesario estudiar. Además, los bebederos son una fuente de alimento visitada por insectos (Galindo-González y Ornelas, 2002), otros grupos de aves (Sonne *et al.*, 2016), y en algunas zonas por murciélagos (Buecher y Sidner, 2013), por lo que es necesario investigar la posible transmisión de enfermedades

entre estos grupos vía fómite (bebedero).

El efecto que tienen las disoluciones de azúcar usadas como sustituto de néctar, caseras y comerciales, sobre la salud de los colibríes han sido objeto de poco estudio. Frederick *et al.* (2003) analizaron sustitutos de néctar comerciales y mostraron que el alto contenido de hierro en ellas causó intoxicación y muerte a colibríes de varias especies mantenidos en cautiverio. Además, se ha sugerido que el azúcar no refinado de las disoluciones caseras también podría contener cantidades riesgosas de hierro (Ketz-Riley y Sanchez, 2015). Sin embargo, es necesario ampliar la investigación sobre otros componentes de los sustitutos de néctar, como los colorantes por ejemplo (Stokes y Stokes, 2008). Aunque se ha propuesto que los colorantes pueden causar alguna patología a los colibríes, actualmente hay diversos productos a la venta que los contienen, pese a que se ha mencionado que el color no es necesario para atraer a las aves, y no está claro qué efectos tienen sobre la salud de las aves (Stokes y Stokes, 2008; Marshall *et al.*, 2012; Ketz-Riley y Sanchez, 2015).

Por otro lado, las ventanas son una fuente significativa de mortalidad para las aves de zonas urbanas (Klem, 1990). Algunos trabajos mencionan eventos de colisión de colibríes con las ventanas (Graham, 1997; Hager *et al.*, 2008), no obstante hasta ahora el papel de los bebederos en las colisiones con ventanas no ha sido considerado. Lo anterior debe ser investigado puesto que los bebederos suelen colocarse en ellas o cerca de ellas, y aunque las colisiones no sean causa de mortalidad en todos los casos, las lesiones podrían tener un efecto a largo plazo en su sobrevivencia. Otro

riesgo asociado a los bebederos del cual se tiene escasa información está relacionado a la siguiente pregunta: ¿los bebederos podrían favorecer la depredación de colibríes? Hay observaciones de depredación de colibríes en tales artefactos por parte de otras aves (Miller y Gass, 1985; Stiteler, 2015). Dado que el bebedero es una fuente de alimento espacial y temporalmente predecible y las visitas de los colibríes son frecuentes, en algunos casos podría favorecer depredación, en especial por parte de gatos (Lepczyk *et al.*, 2004; Loss *et al.*, 2013), sin embargo es un aspecto que no ha sido evaluado.

Conclusiones

El uso de bebederos para atraer a los colibríes se reconoce como una actividad común, y pese a ello ha permanecido sin cuantificarse, por lo que se requiere de estudios que permitan conocer el estado de tal actividad en México y que ayuden a valorar mejor sus posibles impactos o beneficios. Si bien es posible que los bebederos al ser una fuente de alimento abundante y predecible, causen cambios en las poblaciones de los colibríes y su biología a corto y largo plazo, la información que se tiene al momento es limitada. Muchos efectos causados por el uso de bebederos han sido ignorados, sólo sugeridos o extrapolados de estudios hechos con otro tipo de comederos, pero no han sido medidos o probados apropiadamente. En especial, evaluar el impacto del uso de bebederos sobre el éxito reproductivo de las plantas resulta importante debido a que interfiere en la relación planta-polinizador. En los últimos 25 años sólo se han publicado algunos trabajos

sobre la interacción bebedero-colibrí-planta y los resultados encontrados son variados, con efectos positivos, negativos y neutros sobre la reproducción de las plantas, por lo que se requiere seguir investigado el tema. Dada la escasa información sobre los efectos de los bebederos y los posibles riesgos que conllevan, es necesario hacer más estudios sobre su uso e implementar en su lugar jardines amigables a polinizadores que incluyan plantas nativas, así como plantas útiles.

Agradecimientos

Agradezco a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

Arizmendi, M. C. y H. Berlanga. 2014. Colibríes de México y Norteamérica. México. 158 p.

Arizmendi, M. C., E. López-Saut, C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno y C. Rodríguez-Flores. 2008. Efecto de la presencia de bebederos artificiales sobre la diversidad y abundancia de los colibríes y el éxito reproductivo de dos especies de plantas en un parque suburbano de la ciudad de México. *Ornitología Neotropical*, 19: 491-500.

Arizmendi, M. C., C. Monterrubio-Solís, L. Juárez,

I. Flores-Moreno y E. López-Saut. 2007. Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near Mexico City. *Biological Conservation*, 136: 155-158.

Auman, H. J., C. E. Meathrel y A. Richardson. 2008. Supersize Me: Does anthropogenic food change the body condition of Silver Gulls? A comparison between urbanized and remote, non-urbanized areas. *Waterbirds*, 31: 122-126.

Avalos, G., A. Soto y W. Alfaro. 2012. Effect of artificial feeders on pollen loads of the hummingbirds of Cerro de La Muerte, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 60: 65-73.

Bribiesca-Formisano, R. 2008. Colibríes asociados a bebederos de néctar presentes en la zona norte de la ciudad de México (municipios de Atipan y Tlalnepantla). Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de México, Estado de México. México. 35 p.

Brockmeyer, T. y H. M. Schaefer. 2012. Do nectar feeders in Andean nature reserves affect flower visitation by hummingbirds? *Basic and Applied Ecology*, 13: 294-300.

Buecher, D. C. y R. Sidner. 2013. Long distance commutes by Lesser Long-Nosed Bats (*Leptonycteris yerbabuena*) to visit residential hummingbird feeders Pp. 427-433. En G. J. Gottfried, P. F. Ffolliott, B. S. Gebow, L. G. Eskew y L. C. Collins (Eds.). *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the*

- Madrean Archipelago III and 7th Conference on Research and Resource Management in the Southwestern Deserts. Tucson.
- Camino Silvestre. 2015. Camino Silvestre. Última consulta: Septiembre de 2015. Obtenido de <http://www.caminosilvestre.com/>
- Clark, C. J. y S. M. Russell. 2012. Anna's Hummingbird (*Calypte anna*). Última consulta: Septiembre 2015. Obtenido de <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/226/articles/introduction>
- Clucas, B. y J. M. Marzluff. 2012. Attitudes and actions toward birds in urban areas: Human cultural differences influence bird behavior. *The Auk*, 129: 8-16.
- CONABIO, The Cornell Lab of Ornithology y Audubon. 2015. aVerAves, (eBird). Última consulta: Octubre 2015. Obtenido de <http://www.conabio.gob.mx/averaves/>
- Chalcoff, V. R., M. A. Aizen y L. Galetto. 2008. Sugar preferences of the Green-Backed Firecrown Hummingbird (*Sephanoides sephanioides*): A field experiment. *The Auk*, 125: 60-66.
- Chapman, R. A. y D. N. Jones. 2009. Just feeding the ducks: quantifying a common wildlife-human interaction. *The Sunbird*, 39: 19-28.
- Davies, Z. G., R. A. Fuller, M. Dallimer, A. Loram y K. J. Gaston. 2012. Household factors influencing participation in bird feeding activity: A national scale analysis. *PLoS ONE*, 7: e39692.
- Dhondt, A. A., K. V. Dhondt, D. M. Hawley y C. S. Jennelle. 2007. Experimental evidence for transmission of *Mycoplasma gallisepticum* in house finches by fomites. *Avian Pathology*, 36: 205-208.
- Frederick, H., E. Dierenfeld, N. Irlbeck y S. Dial. 2003. Analysis of nectar replacement products and a case of iron toxicosis in hummingbirds Pp. 38-43. En A. Ward, M. Brooks y M. Maslanka (Eds.). *Proceedings of the Fifth Conference on Zoo and Wildlife Nutrition*. Minneapolis.
- Galindo-González, J. y J. F. Ornelas. 2002. Interference between wasps and hummingbirds at a feeder. *Foresta Veracruzana*, 4: 39-43.
- Garrison, J. S. E. y C. L. Gass. 1999. Response of a traplining hummingbird to changes in nectar availability. *Behavioral Ecology*, 10: 714-725.
- Godoy, L. A., L. S. Dalbeck, L. A. Tell, L. W. Woods, R. R. Colwell, B. Robinson, S. M. Wethington, A. Moresco, P. R. Woolcock y H. B. Ernest. 2013. Characterization of Avian Poxvirus in Anna's Hummingbird (*Calypte anna*) in California, USA. *Journal of Wildlife Diseases*, 49: 978-985.
- Godoy, L. A., L. A. Tell y H. B. Ernest. 2014. Hummingbird health: pathogens and disease conditions in the family Trochilidae. *Journal of Ornithology*, 155: 1-12.
- Gómez Rosas, L., R. Ortiz-Pulido y C. Lara. 2013. Sensibilidad al riesgo durante el forrajeo en los colibríes *Hylocharis leucotis* y *Selasphorus platycercus*. *Huitzil*, 14: 7-16.
- González-Gómez, P. L., N. Madrid-Lopez, J. E. Salazar, R. Suárez, P. Razeto-Barry, J. Mpodozis, F. Bozinovic y R. A. Vásquez. 2014. Cognitive ecology in hummingbirds: The role of sexual dimorphism and its anatomical correlates on memory. *PLoS ONE*, 9: e90165.
- Graham, D. L. 1997. Spider webs and windows as

- potentially important sources of hummingbird mortality. *Journal of Field Ornithology*, 68: 98-101.
- Hager, S. B., H. Trudell, K. J. McKay, S. M. Crandall y L. Mayer. 2008. Bird density and mortality at windows. *Journal of Field Ornithology*, 120: 550-564.
- Hartup, B. K., H. O. Mohammed, G. V. Kollias y A. A. Dhondt. 1998. Risk factors associated with mycoplasmal conjunctivitis in House Finches. *Journal of Wildlife Diseases*, 34: 281-288.
- Inouye, D. W., W. A. Calder y N. M. Waser. 1991. The effect of floral abundance on feeder censuses of hummingbird populations. *The Condor*, 93: 279-285.
- Ishigame, G. y G. S. Baxter. 2007. Practice and attitudes of suburban and rural dwellers to feeding wild birds in Southeast Queensland, Australia. *Ornithological Science*, 6: 11-19.
- Jones, D. N. 2011. An appetite for connection: why we need to understand the effect and value of feeding wild birds. *Emu*, 3: 1-7.
- Jones, D. N. y S. J. Reynolds. 2008. Feeding birds in our towns and cities: a global research opportunity. *Journal of Avian Biology*, 39: 265-271.
- Ketz-Riley, C. J. y C. R. Sanchez. 2015. Trochiliformes (Hummingbirds) Pp. 209-213. En R. E. Miller y M. E. Fowler (Eds.). *Fowler's Zoo and Wild Animal Medicine*. St. Louis.
- Klem, D., Jr. 1990. Bird injuries, cause of death, and recuperation from collisions with windows. *Journal of Field Ornithology*, 61: 115-119.
- Lepczyk, C. A., A. G. Mertig y J. Liu. 2004. Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes. *Biological Conservation*, 115: 191-201.
- Loss, S. R., T. Will y P. P. Marra. 2013. The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communications*, 4: 1396.
- Marshall, R. E. S., T. A. Hurly y S. D. Healy. 2012. Do a flower's features help hummingbirds to learn its contents and refill rate? *Animal Behaviour*, 83: 1163-1169.
- McCaffrey, R. E. y S. M. Wethington. 2008. How the presence of feeders affects the use of local floral resources by hummingbirds: A case study from southern Arizona. *The Condor*, 110: 786-791.
- Miller, R. S. y C. L. Gass. 1985. Survivorship in hummingbirds: Is predation important? *The Auk*, 102: 175-178.
- Nuñez-Rosas, L. E. 2009. ¿Los colibríes han aprendido a usar bebederos artificiales de néctar? Tesis de Ingeniería, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México.
- Orr, K. A. y M. E. Fowler. 2001. Order Trochiliformes (Hummingbirds). En M. E. Fowler y Z. S. Cubas (Eds.). *Biology, Medicine, and Surgery of South American Wild Animals*. USA.
- Orros, M., R. Thomas, G. Holloway y M. E. Fellowes. 2012. Supplementary feeding of wild birds indirectly affects ground beetle populations in suburban gardens. *Urban Ecosystems*, 18: 465-475.
- Pauw, A. y K. Louw. 2012. Urbanization drives a reduction in functional diversity in a guild of nec-

- tar-feeding birds. *Ecology and Society*, 17: 27.
- Perky-Pet. 2015. Perky-Pet. Birdfeeders. Última consulta: Septiembre 2015. Obtenido de <http://www.birdfeeders.com/store/hummingbird-feeders?&sortby=BestSellers>
- Pimm, S. L., M. L. Rosenzweig y W. Mitchell. 1985. Competition and Food Selection: Field tests of a theory. *Ecology*, 66: 798-807.
- Robb, G. N., R. A. McDonald, D. E. Chamberlain y S. Bearhop. 2008a. Food for thought: Supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 476-484.
- Robb, G. N., R. A. McDonald, D. E. Chamberlain, S. J. Reynolds, T. J. E. Harrison y S. Bearhop. 2008b. Winter feeding of birds increases productivity in the subsequent breeding season. *Biology Letters*, 4: 220-223.
- Russell, R. W., F. L. Carpenter, M. A. Hixon y D. C. Paton. 1994. The impact of variation in stop-over habitat quality on migrant Rufous Hummingbirds. *Conservation Biology*, 8: 483-490.
- Ryan, K. J. 2011. *Sherris: microbiología médica* (5a. ed.). New York. 750 p.
- Saggese, K., F. Korner-Nievergelt, T. Slagsvold y V. Amrhein. 2011. Wild bird feeding delays start of dawn singing in the great tit. *Animal Behaviour*, 81: 361-365.
- Saidenberg, A. B. S., R. H. F. Teixeira, C. S. Astolfi-Ferreira, T. Knöbl y A. J. Piantino Ferreira. 2007. *Serratia marcescens* infection in a Swallow-tailed Hummingbird. *Journal of Wildlife Diseases*, 43: 107-110.
- Sherman, A. R. 1913. Experiments in feeding hummingbirds during seven summers. *The Wilson Bulletin*, 25: 153-166.
- Sholtis, K. M., R. M. Shelton y T. L. Hedrick. 2015. Field flight dynamics of hummingbirds during territory encroachment and defense. *PLoS ONE*, 10: e0125659.
- Sonne, J., P. Kyvsgaard, P. Maruyama, J. Vizin-Bugoni, J. Ollerton, M. Sazima, C. Rahbek, y B. Dalsgaard. 2016. Spatial effects of artificial feeders on hummingbird abundance, floral visitation and pollen deposition. *Journal of Ornithology*, 157: 573-581.
- Soule, C. G. 1900. A hummingbird experiment. *Bird Lore*, 2: 158.
- Stiteler, S. 2015. Which animals prey on hummingbirds? If a creature can catch them, you can bet it's eating them. National Audubon Society. Última consulta: Noviembre, 2015. Obtenido de <https://www.audubon.org/news/how-birdchick-got-her-groove>
- Stokes, D. y L. Stokes. 2008. *The hummingbird book: The complete guide to attracting, identifying, and enjoying hummingbirds*. New York. 89 p.
- The Cornell Lab of Ornithology. 2009. How to clean your bird feeder. Última consulta: Septiembre 2015. Obtenido de <http://www.allabout-birds.org/how-to-clean-your-bird-feeder/>
- True, D. 1993. *Hummingbirds of North America: Attracting, Feeding, and Photographing*. University of New Mexico Press. 221 p.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2011. *Birding in*

- the United States: A demographic and economic analysis. Addendum to the 2011 National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation. 16 p.
- Welch, J. K. C. 2011. The power of feeder-mask respirometry as a method for examining hummingbird energetics. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*, 158: 276-286.
- Wethington, S. M. y S. M. Russell. 2003. The seasonal distribution and abundance of hummingbirds in oak woodland and riparian communities in southeastern Arizona. *The Condor*, 105: 484-495.
- Williamson, S. 2001. *A field guide to hummingbirds of North America*. Houghton Mifflin. 263 p.



Artrópodos como removedores de residuos orgánicos en el campus de Ciudad Universitaria de la BUAP

Elsa Morales-Vásquez* y César Antonio Sandoval-Ruiz

Laboratorio de Parasitología y Vectores. Escuela de Biología. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Blvd. Valsequillo y Av. San Claudio, Edif. 112-A, Ciudad Universitaria, Col. San Manuel, Puebla, Pue., C.P. 72570, México. *Correo electrónico: elsamvsqz@gmail.com

Megalomyrmex. Foto: Luis Alberto Villanueva Espino



Resumen

Un servicio ambiental que los artrópodos pueden llevar a cabo dentro de las ciudades es la remoción de residuos orgánicos. En este trabajo se evaluó el papel de los artrópodos como removedores de dichos residuos en dos zonas con distinto grado de perturbación: Zona de Facultades (ZF) y el Jardín Botánico (JB) dentro de Ciudad Universitaria (CU) de la BUAP. Se colocaron 40 trampas de exclusión de vertebrados por zona y se colocaron 3 tipos de atrayente (carne, harina y frutas). La remoción entre las dos zonas fue similar ($t = 1.495$, g.l. = 1, $P = 0.138$). No obstante, la proporción removida de atrayentes en toda CU presenta diferencias significativas ($t = 3.828$, g.l. = 2, $P < 0.001$) donde la proporción de frutas y carnes fue mayor a la de harina. Este mismo resultado se observó dentro de las dos zonas evaluadas JB ($t = 2.871$, g.l. = 2, $P < 0.01$) y ZF ($t = 2.808$, g.l. = 2, $P < 0.01$). Los artrópodos más abundantes y dominantes fueron las hormigas en ambas zonas y en los cebos. Se concluye que dentro de CU los artrópodos asociados a zonas con cobertura vegetal y con constante disturbio antropogénico (ZF), pueden remover la misma proporción de residuos orgánicos que en una zona con un continuo de cobertura vegetal (JB) y menor disturbio.

Palabras clave: Urbano, hormigas, servicios ambientales, Puebla.

Introducción

Tradicionalmente las investigaciones en el área de la ecología se han enfocado en estudiar áreas naturales o con poca perturbación, sin considerar ambientes urbanos, debido a que presentan una fuerte influencia humana. Sin embargo, las ciudades son ecosistemas que al igual que otros presentan procesos ecológicos (Niemelä *et al.*, 2009). Cabe mencionar que las ciudades albergan gran cantidad de animales como: pequeños mamíferos, aves, reptiles e invertebrados, además de plantas adaptadas a las diferentes condiciones que se presentan dentro de ellas (parques, edificios, lagos, entre otros; Ditchkoff *et al.*, 2006).

Esta diversidad juega un papel importante dentro de los ambientes urbanos proveyendo diferentes servicios ambientales, como la polinización o descomposición en el caso de algunos artrópodos (Mckinney, 2008; McIntyre y Rango, 2009). Dado que se desconoce el papel ecológico que la fauna cumple dentro de este ecosistema se le asocia, en la mayoría de los casos, como algo nocivo y en algunas situaciones como indeseables. Un claro ejemplo, es la fauna que se asocia a la basura, en específico a los artrópodos como: moscas, hormigas y cucarachas. Dado que muchos artrópodos son descomponedores existe un enorme potencial de que estos consuman o remuevan los resi-

duos orgánicos que nosotros desechamos, brindándonos así un servicio ambiental de remoción (Youngsteadt *et al.*, 2014).

Este servicio se puede ver modificado a través del paisaje urbano debido a que los artrópodos son sensibles a la urbanización y al tipo de hábitat dentro de las ciudades (McIntyre *et al.*, 2001). Modificándose así la diversidad de éstos a través de los parches que se encuentran dentro de la ciudad, presentando incluso distintas comunidades en cada uno de ellos (diversidad alfa y beta) (Adl, 2003). Con base en lo anterior, se evaluó el papel de los artrópodos como removedores de residuos orgánicos dentro de Ciudad Universitaria de la BUAP en dos zonas con diferente grado de perturbación, zona de facultades (ZF) y el jardín botánico Universitario (JB); además, se determinó la identidad de los artrópodos que proveen dicho servicio ambiental.

Método

Diseño del muestreo. Se realizaron tres muestreos durante la época de secas entre los meses de marzo y abril (2015), cada uno con una duración de 3-4 días. Se colocaron trampas para exclusión de vertebrados en dos zonas con distinto grado de perturbación dentro de Ciudad universitaria: el Jardín Botánico Universitario ($n = 40$) y la zona de facultades ($n = 40$). Estas trampas consistieron en mallas de 16 cm de diámetro y 6 cm de alto con orificios de 0.7 cm y un plato de unicel en la parte superior a manera de sombrilla. Además, se incorporaron trampas de caída o pitfall a cada una de las trampas de exclusión, con la finalidad

de obtener a los artrópodos que son atraídos hacia ellas.

Diseño experimental. Se localizaron los sitios donde se consumen alimentos y en cada uno se colocaron sobre un transecto trampas con cebo. Para evaluar la remoción se emplearon tres tipos de atrayente: fruta, carne (salchichas y milanesa) y harina (torta y chicharrones). Dentro de las trampas se colocaron 10 g de cada uno. Posterior al experimento en campo se secaron para evaluar el peso seco. Se empleó como control el peso seco de 10 g de cebo.

Para conocer a los artrópodos removedores se colocaron cuatro tipos de atrayente, además de los tres ya mencionados se incluyó el cebo de dulce. Los artrópodos obtenidos en cada trampa se depositaron en frascos con alcohol al 70% para su posterior identificación. Se identificaron hasta nivel de género. Además se asignaron morfoespecies para la realización de análisis de diversidad.

Análisis de diversidad. Se realizaron curvas de rango abundancia y se realizaron perfiles de diversidad alfa para cada uno de los cebos para ambas zonas. Se determinó si existe más de una comunidad de removedores dentro de CU. Finalmente, se realizaron curvas de acumulación de especies. Todo esto se realizó en el programa EstimateS 9.10 (Colwell, 2009).

Análisis estadístico. Para evaluar si la proporción de remoción es diferente entre las dos zonas dentro de CU y entre cebos se emplearon modelos lineales generalizados (GLM) con distribución quasibinomial. Se utilizó el Programa estadístico R (R Core Team, 2013).

Resultados

Remoción. En el JB se removió cerca del 19% de los atrayentes y en la ZF cerca del 27%. El GLM mostró que la proporción removida no presentó diferencias significativas entre el JB y la ZF, siendo similar en ambas ($t = 1.495, g.l. = 1, P = 0.138$).

En cuanto a la proporción removida por cada tipo de cebo en toda CU se encontró una diferencia significativa ($t = 3.828, g.l. = 2, P < 0.001$). La remoción de carne (30%) y fruta (27%) no presenta diferencias pero sí la remoción de harina (11%), siendo la última menor que las dos anteriores (Figura 1). Así mismo la harina (JB = 8 % y ZF = 14%) muestra una menor proporción de remoción en las dos zonas de estudio: JB ($t = 2.871, g.l. = 2, P < 0.01$) y ZF ($t = 2.808, g.l. = 2, P < 0.01$). A pesar de que la proporción de carne (JB = 22% y ZF = 39 %) y de fruta no son diferentes (JB = 34% y ZF = 18%) entre zonas se puede notar una tendencia en la ZF hacia el consumo de carne y en la Zona de JB hacia el consumo de fruta (Figura 2).

Artrópodos removedores. La artropofauna que se encontró asociada a la remoción en CU se muestra en el Cuadro 1. Hymenoptera fue el orden que presentó mayor número de morfoespecies en ambas zonas y en todos los tipos de cebo.

Las curvas de rango abundancia de ambas zonas y de cada tipo de cebo nos muestran que las hormigas son los artrópodos más dominantes. Para el JB la morfoespecie dominante fue *Paratrechina* sp1 y para la ZF *Pheidole* sp1 (Figura 3). *Paratrechina* sp1 mostró dominancia en dos tipos de cebo (carne y fruta). Mientras *Pheidole* sp1 se observó en 3 tipos de cebo: carne, harina y dulce.

Además, esta última también fue dominante en el cebo dulce dentro del JB. Se encontró *Pheidole* sp2 como dominante en el atrayente de fruta en ZF y en el de harina en JB (Figura 4).

Las comunidades de removedores por cada tipo de cebo presentaron valores similares de diversidad evaluados: número de especies (q0), abundancia de las especies (q1) y dominancia (q2). Excepto en el cebo dulce donde se encontró una mayor equidad de las abundancias de las especies y un mayor número de especies dominantes. El análisis Beta dio como resultado que no existe más de una comunidad de removedores. Las curvas de acumulación para ambas zonas nos muestran, que aún hace faltan más muestreos ya que se encontraron cerca del 50% de especies que predicen los estimadores jackknife1 y 2, para cada zona (Figura 5).

Discusión

Existe una tendencia dentro de cada zona al consumo de los atrayentes: fruta y carne. Esto puede deberse a que existen especies afines hacia este tipo de recurso, que les provee de mayor calidad energética, ya que se ha reportado que diferencias ambientales pueden alterar el metabolismo de los artrópodos y la demanda de alimento, dado que los artrópodos consumen más alimento en lugares más calientes y secos (Youngsteadt *et al.*, 2014). Las hormigas fueron los artrópodos más abundantes en ambas zonas y en los cuatro tipos de atrayente. Esto sugiere que son los artrópodos que están fungiendo un papel clave en la remoción de los residuos orgánicos dentro de Ciudad Universitaria. Debido a que su abundancia y la

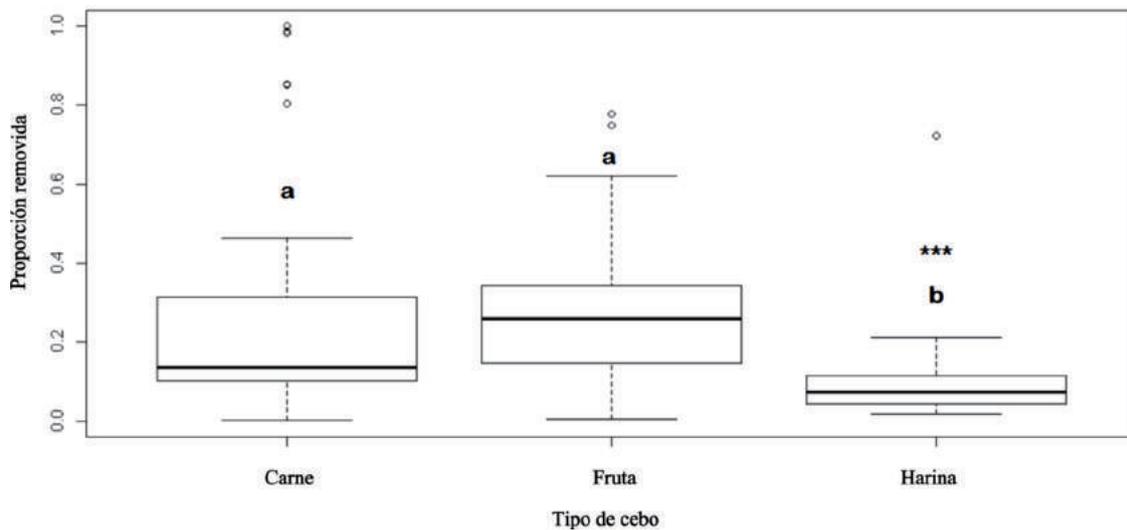


Figura 1. Proporción removida para cada uno de los cebos en toda CU. La línea oscura representa la mediana, las cajas el segundo y tercer cuartil y las líneas punteadas el máximo y el mínimo. Las letras sobre las cajas representan diferencias significativas. *** Valor de significancia $P < 0.001$

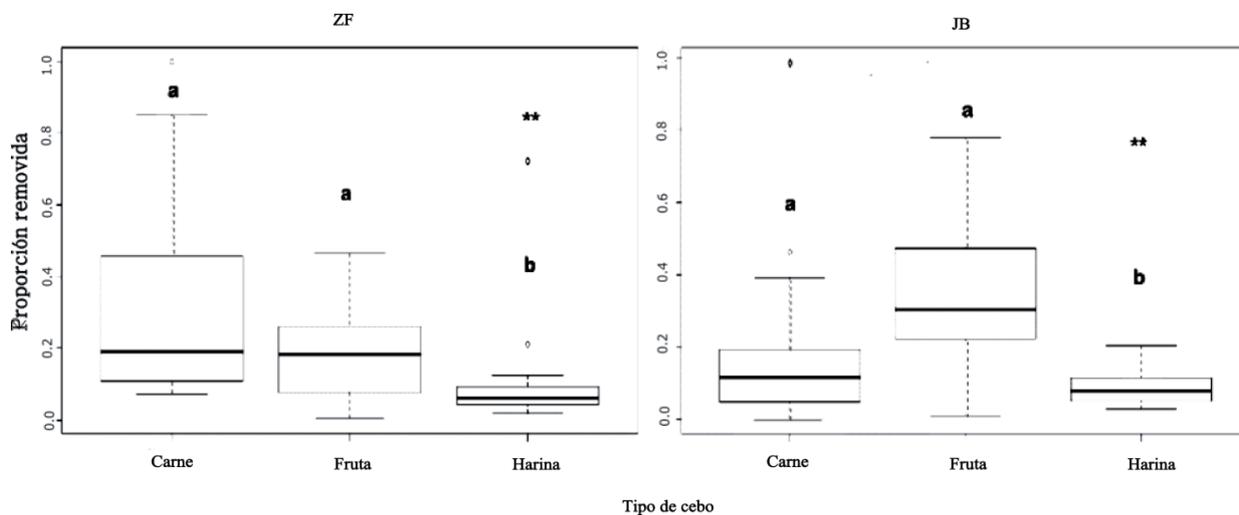


Figura 2. Proporción removida para cada uno de los cebos en ambas zonas. La línea oscura representa la mediana, las cajas el segundo y tercer cuartil y las líneas punteadas el máximo y el mínimo. Las letras sobre las cajas representan diferencias significativas. ** Valor de significancia $P < 0.01$

Cuadro 1. Morfoespecies y órdenes de la Clase Insecta asociados a la remoción dentro de la Zona de Facultades (ZF) y el Jardín Botánico (JB) de Ciudad Universitaria BUAP.

Cebo	Fruta		Dulce		Harina		Carne	
	ZF	JB	ZF	JB	ZF	JB	ZF	JB
Ordenes	ZF	JB	ZF	JB	ZF	JB	ZF	JB
Hymenoptera	13	15	8	15	10	18	17	11
Diptera	8	11	6	9	9	9	7	10
Hemiptera	10	7	7	4	4	9	10	3
Coleoptera	7	8	7	7	2	8	6	8
Orthoptera	1	2	1	2	1	3	1	1
Psocoptera			1	1				
Lepidoptera			1		1			
Trichoptera				1				
Zoraptera								1

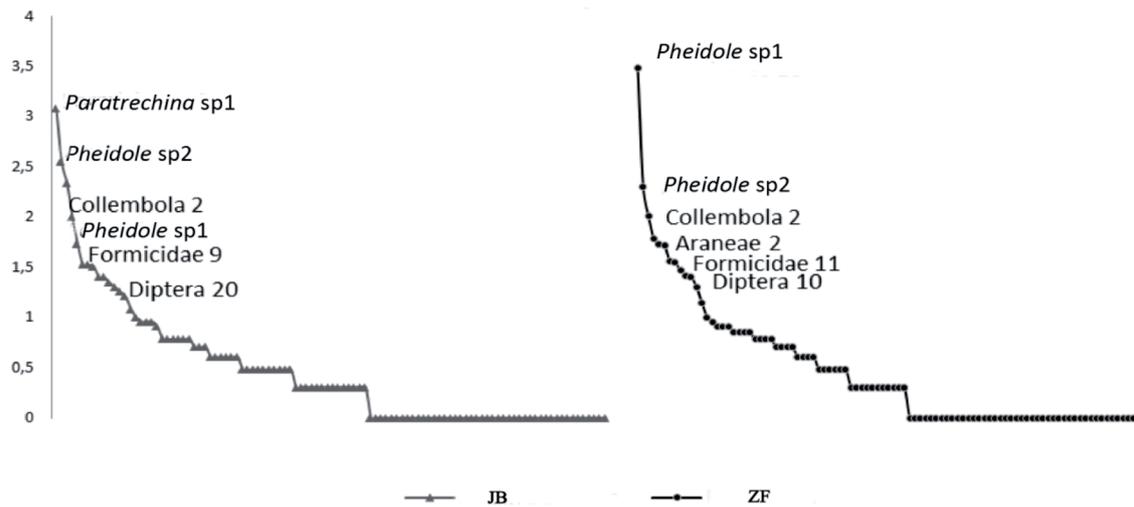


Figura 3. Curva rango-abundancia del Jardín Botánico (JB) y la Zona de Facultades (ZF). Se observa un recambio de las morfoespecies dominantes en cada zona.

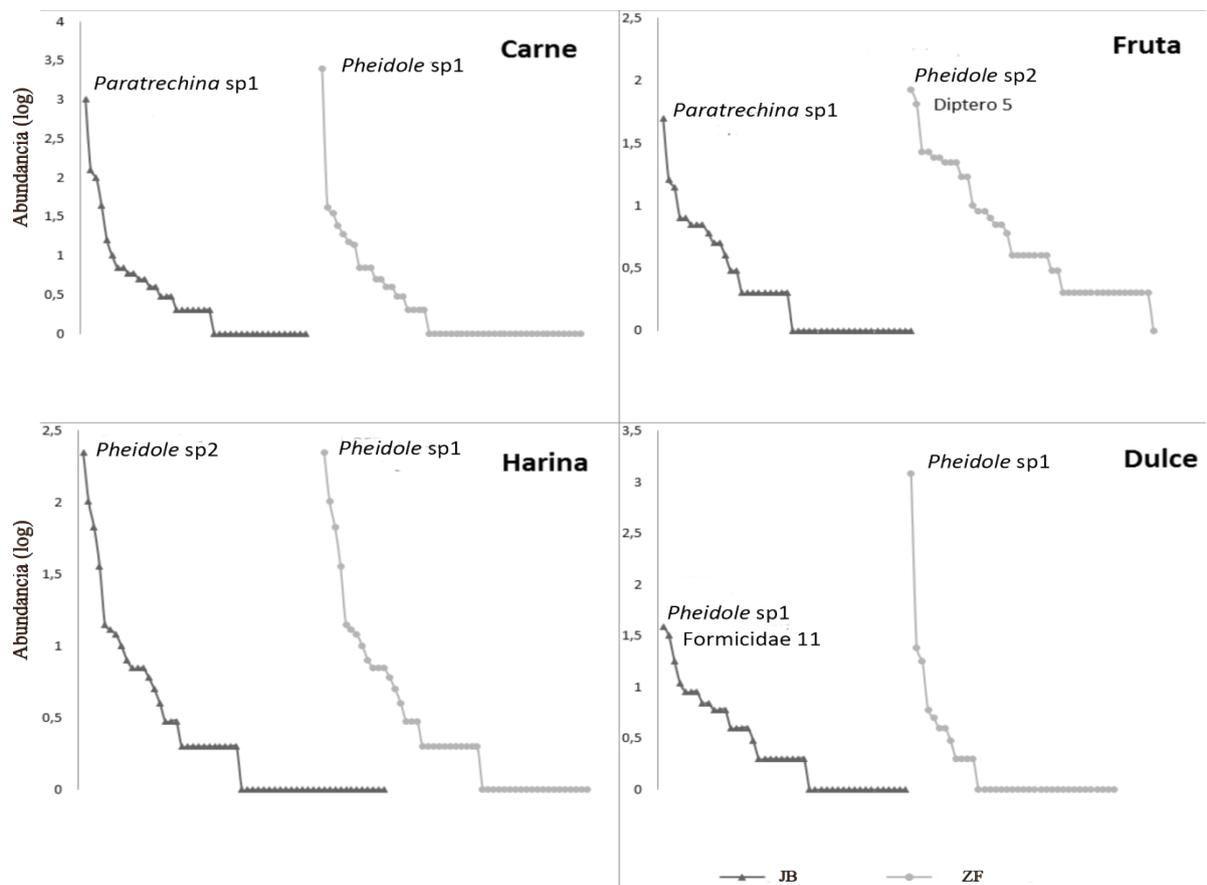


Figura 4. Curva de rango-abundancia para cada tipo de cebo, en el Jardín Botánico (JB) y la Zona de Facultades (ZF).

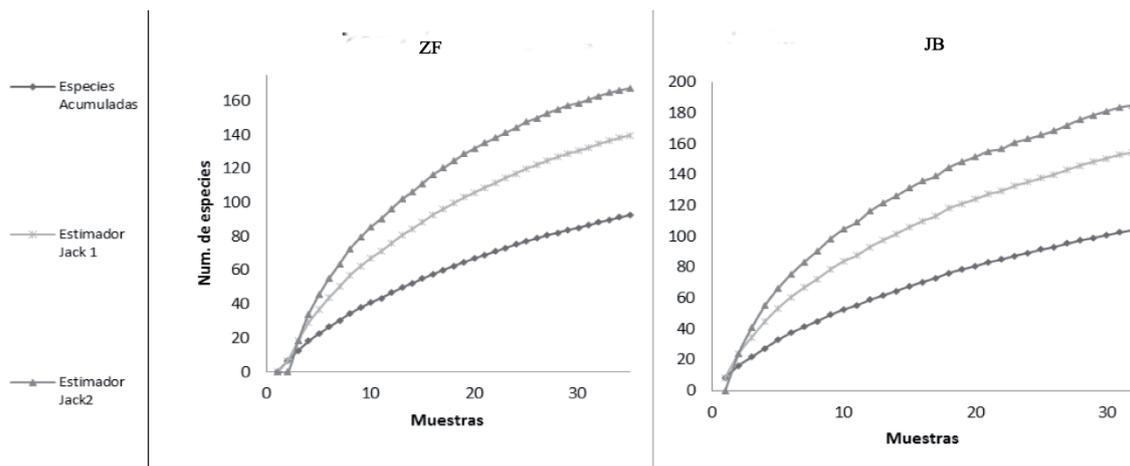


Figura 5. Curva de acumulación de morfoespecies de artrópodos removedores de ambas zonas de muestreo.

preferencia indistinta por algún tipo de recurso alimentario les proveería una ventaja sobre los demás artrópodos (Niemelä *et al.*, 2009). Aunado a esto se ha reportado que las hormigas son los insectos que están asociados a la mayor remoción de residuos, ya que donde se encuentran ellas se remueve dos o tres veces más de comida (Youngstoadt *et al.*, 2014). A pesar de no encontrarse diferencias en la diversidad de removedores en ambas zonas si se puede observar que son diferentes morfoespecies las que están consumiendo los recursos en cada una. Esto puede ser consecuencia de los diferentes estresores propios de cada zona: composición de especies vegetales y los factores ambientales, que imponen limitaciones en la biología de estas morfoespecies, que trae como resultado la modificación en sus comportamientos y las estrategias para poder sobrevivir (Ditchkoff *et al.*, 2006; Dunn y Heneghan, 2011; Niemela *et al.*, 2009).

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

Adl, S. M. 2003. *The Ecology of Soil Decomposition*. CABI. London, UK. 368 p.

Colwell, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Obtenido de <http://purl.oclc.org/estimates>.

Ditchkoff, S. S., S. T. Saalfeld y C. J. Gibson. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. *Urban Ecosystems*, 9: 5-12.

Dunn, C. P. y L. Heneghan. 2011. Composition and Diversity of Urban Vegetation. Pp. 103-114. En Niemelä, J., H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, y N. E. McIntyre (Eds.). *Urban Ecology patterns, processes and applications*. Oxford University, USA.

Mckinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystem*, 11:161-176.

McIntyre, N. E. y J. J. Rango. 2009. Arthropods in urban ecosystems: community patterns as functions of antropogenic land use. Pp. 233-243. En McDonnell, M. J., A. K. Hahs, y J. H. Breuste (Eds.). *Ecology of cities and towns a comparative approach*. Cambridge University, UK.

McIntyre, N. E., J. J. Rango, W.F. Fagan y S. H. Faeth. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 52: 257-274.

Niemelä, J., J. D. Kotze y V. Yli-Pelkonen. 2009. Comparative Urban ecology: challenges and possibilities. Pp. 9-24. En McDonnell M. J., A. K. Hahs y J. H. Breuste (Eds.). *Ecology of cities and towns a comparative approach*. Cam-

bridge University, UK.
R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Obtenido de <http://www.R-project.org>.
Youngsteadt, E. R., C. Henderson, A. M. Savage,

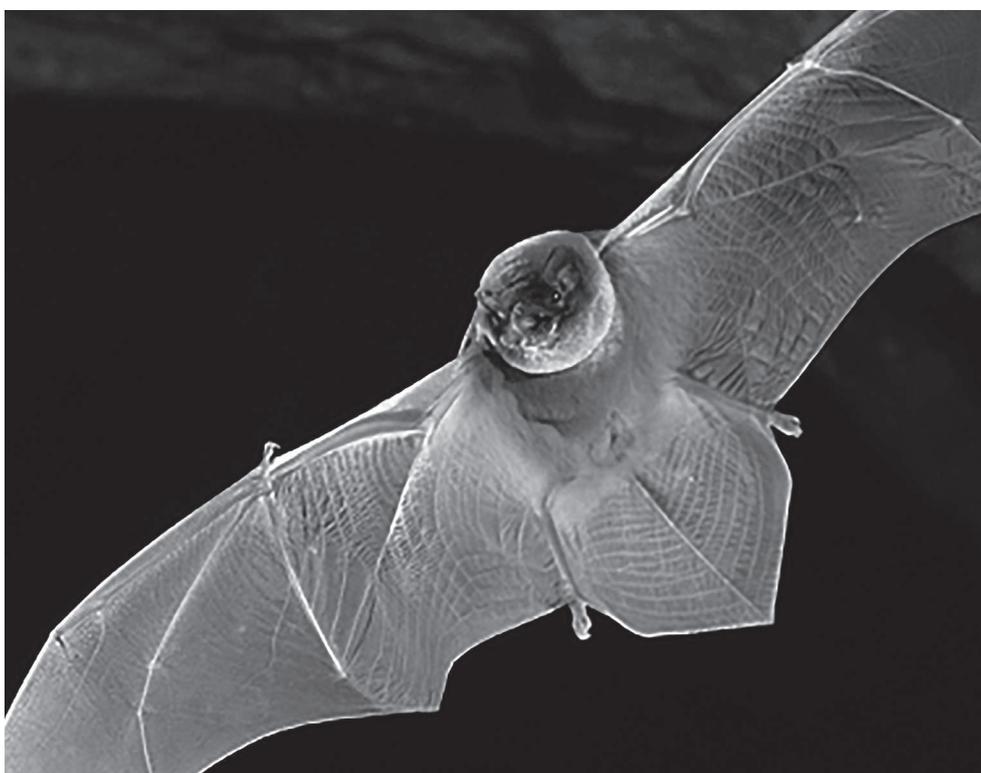
A. F. Ernst, R. R. Dunn y S. D. Frank. 2014. Habitat and species identity, not diversity, predict the extent of refuse consumption by urban arthropods. *Global Change Biology*, 21: 1103-1115.



Impacto de la ciudad de Morelia sobre la estructura, composición y dieta de la comunidad de murciélagos

Alicia Chávez Estrada*, Jazmín Martínez Mijares, Yvonne Herrerías Diego, Marcos Adrián Sandoval Soto y Marisela Pineda Cortés

Laboratorio de Vida Silvestre, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. *Correo electrónico: estrada.ach@gmail.com



Resumen

La fragmentación causada por la urbanización ocasiona cambios en las comunidades. Siendo la ciudad de Morelia una zona urbana importante del país, el objetivo de este trabajo fue determinar el efecto que tiene en la comunidad y dieta de los murciélagos. Se seleccionaron 12 sitios, tomando en cuenta la distancia a la ciudad y el estado de perturbación de cada uno. Se colocaron redes de niebla para la captura de murciélagos y se tomaron muestras fecales y granos de polen del pelaje para la determinación de la dieta. Se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 25,800 h/m²red, en las que se capturaron 105 individuos, pertenecientes a tres familias y 14 especies. Se observó la pérdida de gremios en los sitios más perturbados. La Alberca de Teremendo fue el sitio que obtuvo mayor diversidad ($H' = 1.33$) y el dominante fue la Universidad Latina de América ($D = 0.71$). En cuanto a la dieta, las familias Solanaceae y Asteraceae fueron las más importantes para los murciélagos fitófagos, mientras que para los insectívoros fueron los órdenes Hemiptera y Diptera. La pérdida de murciélagos trae la pérdida de los servicios ecosistémicos en los que participan, haciendo necesario generar de estrategias que permitan su conservación.

Palabras clave. Urbanización, diversidad, hábitos alimenticios, servicios ecosistémicos.

Introducción

Los murciélagos presentan una gran diversidad de hábitos alimenticios (i.e., frutos, polen y néctar, insectos, pequeños vertebrados y sangre), debido a esto, son organismos que tienen un gran impacto ecológico en las comunidades (Zárate-Martínez *et al.*, 2012), pudiendo participar en procesos clave (Hudson *et al.*, 2001; Galindo-González *et al.*, 2009), como el mantenimiento de la conectividad y el flujo génico entre los fragmentos del

bosque (Quesada *et al.*, 2003; Herrerías-Diego *et al.*, 2006), la regeneración natural (García-Morales *et al.*, 2012), y el control de plagas y poblaciones (Hudson *et al.*, 2001; Ávila-Cabadilla *et al.*, 2009).

Sin embargo, el crecimiento desmedido de los centros urbanos exige una gran demanda de recursos y modifica las condiciones ambientales provocando la degradación del hábitat (Yassi *et*

al., 2002), afectando la estructura y composición de las comunidades.

Los murciélagos, debido a su abundancia, diversidad y facilidad de muestreo, pueden utilizarse como indicadores de perturbación (Fenton, 1997; Medellín *et al.*, 2000), ya que la respuesta de cada especie a la disponibilidad de recursos y a los factores ambientales varía de acuerdo a la especialización en la alimentación de cada una (Álvarez *et al.*, 1994), siendo la fragmentación un factor importante que determina las especies de murciélagos que visitan las áreas perturbadas (Galindo- González, 2004). Debido a que la ciudad de Morelia es una de las zonas urbanas más importantes del país, es necesario evaluar el efecto que tiene la urbanización sobre la diversidad biológica.

Métodos

Se seleccionaron 12 sitios de muestreo teniendo en cuenta el nivel de perturbación y la distancia a la ciudad de Morelia. Cuatro de estos sitios se encuentran al poniente y se caracterizan por tener una vegetación de matorral subtropical, cuatro se encuentran dentro de la ciudad y cuatro al oriente donde la vegetación es bosque de pino-encino (Figura 1). Las siglas utilizadas para identificar los sitios fueron: COFOM (Comisión Forestal de Michoacan), CAMP (Club deportivo el Campestre), ZOO (Zoológico Benito Juárez) UNLA (Universidad Latina), CCH (Reserva El Punhuato), CPH (Club Deportivo Futurama), LCH (Caridapaz Conservado), LPH (Caridapaz Perturbado), LCS (La Alberca Conservado) LPS (La Alberca Perturbado), CCS (Cuto de la Espe-

ranza Conservado), CPS (Cuto de la Esperanza Perturbado)

Se realizaron salidas mensuales a cada sitio (enero-junio 2014). Se colocaron 10 redes de niebla de 6 x 2.5 m, que permanecieron abiertas a partir del anochecer y durante cinco horas.

Los murciélagos capturados fueron identificados mediante la clave de campo de Medellín *et al.* (1997). A cada individuo se le determinó el sexo, estado reproductivo y edad relativa. Además se tomaron muestras fecales y de polen del pelaje para la determinación de la dieta.

La diversidad de la comunidad de murciélagos se calculó por medio de los índices de diversidad alfa (índice de Shannon-Winer e índice de Simpson) y los de diversidad Beta (coeficientes de similitud de Sørensen). Además, el esfuerzo de muestreo se estimó con Mao Tao y el estimador no paramétrico Chao 2.

Las muestras de polen se obtuvieron al frotar el pelaje del murciélago con cuadritos de gelatina con fucsina (Thomas, 1988; Pettit y Freeman, 1997; Ruiz *et al.*, 1997, en Sandoval-Soto, 2013), y se identificaron con las claves *How to know pollen and spores* (Kapp, 1971) y *Pollen and spores of Barro Colorado Island* (Roubik, 1991). Las excretas se colocaron con alcohol al 70% y fueron identificadas con claves en línea y en el laboratorio de entomología de la facultad de biología de la Universidad Michoacana.

Resultados

Comunidad de murciélagos

Se muestrearon 43 noches en los 12 sitios, con un esfuerzo de muestreo de 25,800 hr/m²red. Se

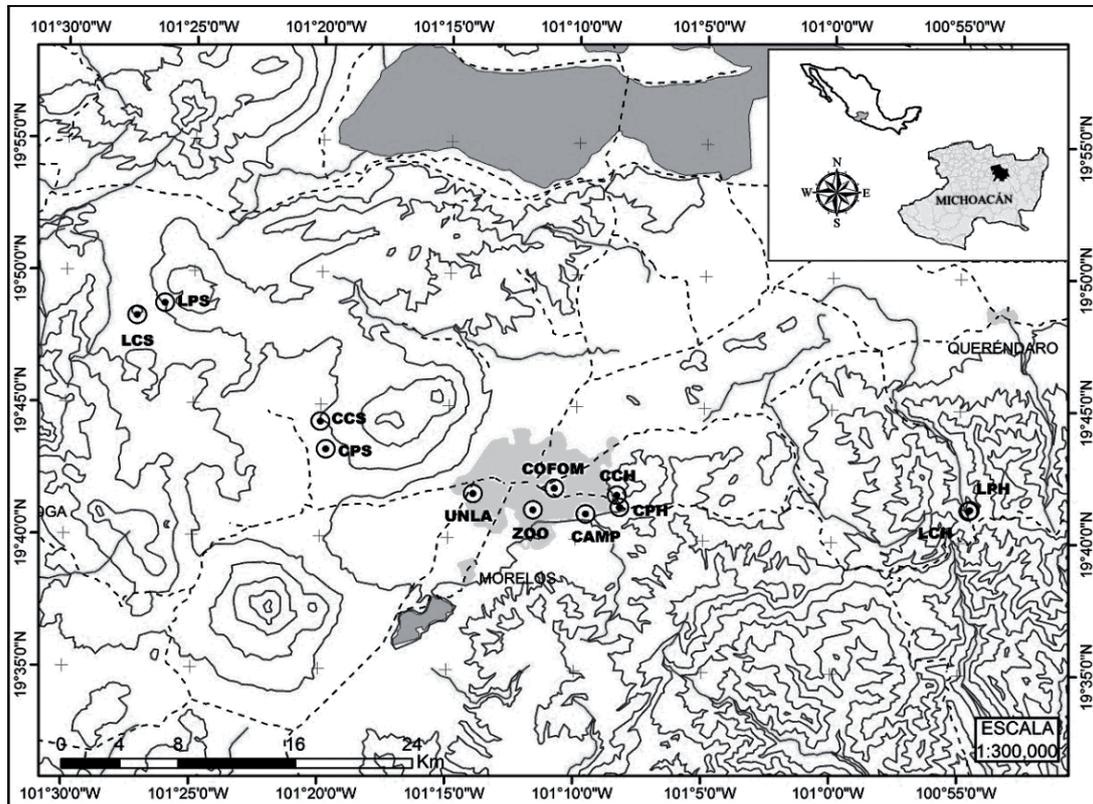


Figura 1. Mapa de los sitios de muestreo (Campos, 2015). COFOM: Comisión Forestal de Michoacán, CAMP: Club campestre, UNLA: Universidad Latina de América, ZOO: Zoológico, CPH: Club deportivo Futurama, CCH: Área natural protegida Punhuato, LCH: Carindapaz conservado, LPH: Carindapaz Perturbado, CCS: Cuto de la Esperanza conservado, CPS: Cuto de la Esperanza perturbado, LCS: Alberca de Teremendo conservado, LPS: Alberca de Teremendo perturbado.

colectaron 105 individuos pertenecientes a tres familias y 14 especies. De las cuales el 51% pertenece al gremio de los frugívoros, el 48% insectívoros y el 1% nectarívoros. El estimador no paramétrico Chao 2 en relación con la curva de acumulación de especies para la ciudad de Morelia muestra que en el esfuerzo de muestreo realizado se registraron el 95% de las especies estimadas por Chao 2.

La mayor riqueza se presentó en LPH con un total de 5 especies que representan el 40% de las especies capturadas, mientras que COFOM, CAMP y LCS presentan el mismo número de especies,

representando el 26% del total. El ZOO y LCH presentaron el 20%, mientras que UNLA, CPH y representaron el 13%.

En general, se presentó una baja diversidad de murciélagos en los sitios de estudio. En este caso el sitio más diverso corresponde a LCS ($H' = 1.33$) y el menos diverso la UNLA ($H' = 0.41$). En cuanto a la equitatividad de los sitios, LCS presentó la mayor equitatividad (0.96), mientras que el sitio menos equitativo corresponde a la COFOM (0.54).

El índice de Simpson mostró que la UNLA es el sitio con mayor dominancia, esto dado por *Myo-*

tis lucifugus que es una especie insectívora, esto se debe a que en este lugar se encuentra un cuerpo de agua artificial y la vegetación se presta para que los insectos sean abundantes.

En cuanto a la diversidad beta estimada por el índice de Sørensen, los resultados muestran que en cuanto a la composición de la comunidad, los sitios más similares fueron el ZOO con la COFOM (85%). Estos dos sitios también presentaron la mayor similitud en estructura de la comunidad (66%).

Dieta

Para los murciélagos fitófagos se obtuvieron 20 muestras, lo que supone el 36.3% de murciélagos capturados. No se obtuvieron muestras de *Artibeus jamaicensis* y *Dermanura tolteca*.

Se identificaron siete morfoespecies de semillas y 14 de granos de polen, pertenecientes a las familias Moraceae, Solanaceae, Rosaceae, Fabaceae, Convolvulaceae, Bombacaceae, Asteraceae, Pinaceae, Betulaceae, Cupressaceae, y algunas no identificadas (Cuadro 1). Se calculó el índice de porcentaje de área (%PA), la frecuencia de aparición (%FA) y el índice de importancia relativa (%IIR) para los artículos alimenticios de los murciélagos fitófagos, siendo los frutos más importantes *Solanum* sp.2 (47.3%) y *Solanum* sp.1 (23.69%), mientras que el recurso florístico más importante fue la especie 3 no identificada (12.6%).

Para los murciélagos insectívoros se obtuvieron 40 muestras fecales, lo que representa el 80% de las capturas de este gremio. Se identificaron nueve órdenes pertenecientes a la clase Insecta y uno a la clase Arachnidae (Cuadro 2). Los conte-

nidos de las heces fecales mostraron que el 22% de la dieta esta formada por dípteros, el 20% de hemípteros, tricópteros 15%, coleópteros 14% y arañas 14%. Los homópteros e himenópteros (4%), los blátidos y ortópteros (3%) y los lepidópteros (1%) fueron los menos representados en la dieta de los murciélagos. Se calculó el índice de porcentaje de área, el porcentaje de frecuencia de aparición y el índice de importancia relativa, donde los artículos con mayor %FA y %PA fueron los dípteros (62.5%, 18.38%) y los Hemípteros (55%, 31.59%). De igual forma, estos dos artículos fueron los que obtuvieron el mayor porcentaje de importancia relativa (Hemíptera 39.11%, Díptera 25.86%).

Discusión

Los estudios de murciélagos en áreas urbanas se han realizado principalmente en EUA y Europa, donde las ciudades tienen una planificación urbana diferente (Ticó, 2012). En México son pocos los estudios sobre este tema, siendo éste de los primeros en la ciudad de Morelia.

En este estudio se capturaron 14 especies pertenecientes a tres gremios tróficos. Dentro de la ciudad predominó el gremio de los frugívoros, siendo *Artibeus* el género dominante. Esto coincide con otros trabajos que mencionan que las especies de la subfamilia Sternodermatinae son las más abundantes en los sitios perturbados (Silva *et al.*, 1996; Galindo-González *et al.*, 2000). En el caso de los murciélagos nectarívoros estos fueron escasos en los sitios de muestreo ya que solamente se capturó un individuo de *Anoura geoffroyi*, siendo un grupo que puede verse afectado por

Cuadro 1. Recursos que utilizan las especies fitófagas. Donde A. G.: *Anoura geoffroyi*, A. l.: *Artibeus lituratus*, D. a.: *Dermanura azteca*, D. p.: *Dermanura phaeotis*, S. l. *Sturnira ludovici*.

Familia	Especie	A. g.	A. l.	D. a.	D. p.	S. l.
Semillas						
Moraceae	<i>Ficus sp.</i>			*		
Solanaceae	<i>Solanum sp. 1</i>					*
	<i>Solanum sp. 2</i>					*
Rosaceae	<i>Sp. 1</i>		*			
Desconocidas	<i>Sp. 1</i>			*		
	<i>Sp. 2</i>				*	
	<i>Sp. 3</i>					*
Granos de polen						
Fabaceae	<i>Inga sp.</i>	*				
	<i>Bahuinia pauletia</i>					*
Convolvulaceae	<i>Ipomoea murucoides</i>	*				
Bombacaceae	<i>Pseudobombax elipticum</i>	*				
	<i>Sp. 1</i>			*		
Pinaceae	<i>Pinus sp.</i>	*		*		*
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>			*		*
	<i>Carpinus caroliniana</i>	*				
Cupressaceae	<i>Cupressus lindleyi</i>	*		*		
Asteraceae	<i>Sp. 1</i>					*
	<i>Sp. 2</i>					*
Desconocidas	<i>Sp. 1</i>	*				*
	<i>Sp. 2</i>					*
	<i>Sp. 3</i>			*		*

Cuadro 2. Recursos utilizados por los murciélagos insectívoros. Donde *E. f.*: *Eptesicus fuscus*, *I. p.*: *Idionycteris phyllotis*, *L. b.*: *Lasiurus borealis*, *M. l.*: *Myotis lucifugus*, *M. y.*: *Myotis yumanensis*, *P. h.*: *Pipistrellus hesperus*, *T. b.*: *Tadarida brasiliensis*.

Orden	Superfamilia, familia, subfamilia	E. f.	I. p.	L. b.	M. l.	M. y.	P. h.	T. b.
Trichoptera	-		*	*	*	*	*	*
Lepidoptera	-						*	
Diptera	-	*	*		*	*	*	*
	Tabanidae		*		*		*	*
	Muscoidea				*			
	Culicidae						*	
	Tephritidae		*				*	*
	Ceratopogonidae				*			*
Orthoptera	-				*		*	*
Hemiptera	-	*	*		*		*	*
	Anthocoridae	*			*		*	*
Coleoptera	-	*			*		*	*
	Cetoniinae	*			*		*	
Blattodea	-						*	*
Hymenoptera	-				*			*
	Chalcidoidea				*			
Homoptera	-			*	*		*	*
Araneae	Pholcidae	*			*	*	*	*

la perturbación debido a la especialización de su dieta (Sandoval-Soto, 2013). Por otro lado, los insectívoros fueron capturados en todos los sitios de muestreo, siendo más abundantes en los bosques de pino-encino, lo cual puede estar asociado a un mayor número de presas en estos sitios (Jung y Kalko, 2011). De acuerdo con algunos estudios, las especies de las familias Molossidae y Vespertilionidae se adaptan rápidamente a los ambientes alterados debido a la gran capacidad de vuelo y a la reacción que tienen sobre las fluctuaciones de los recursos y los sitios de percha (Jung y Kalko, 2010).

De acuerdo a su alimentación, los murciélagos en Morelia prestan diferentes servicios ecosistémicos. Por un lado, las especies frugívoras funcionan como dispersores de semillas de vegetación secundaria lo que puede favorecer al proceso de colonización y regeneración natural. Las especies insectívoras están funcionando como controladores de poblaciones de plagas nocivas, por lo que son invaluable para el hombre. Por esto consideramos necesario la generación de estrategias de conservación de áreas verdes y parques dentro de las ciudades que permitan el mantenimiento de la diversidad biológica.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

- Álvarez, T., S. T. Álvarez-Castañeda y J. C. López-Vidal. 1994. Claves para murciélagos mexicanos. Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste S.C., Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. I.P.N. México. 64 p.
- Ávila-Cabadilla, L. D., K. E. Stoner., M. Henry y M. Y. Álvarez Añorve. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 258: 986-996.
- Fenton, M. B. 1997. Science and the conservation of bats. *Journal of Mammalogy*, 78: 1-14.
- Galindo-González, J., G. Vázquez-Domínguez, R. A. Saldaña-Vázquez y J. R. Hernández-Montero. 2009. A more efficient technique to collect seeds dispersed by bats. *Journal of Tropical Ecology*, 25: 205-209.
- Galindo-González, J., S. Guevara y V. J. Sosa. 2000. Bat- and Bird-Generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, 14: 1693-1703.
- Galindo-González, J. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana*, 20: 239-243.
- García-Morales, R., L. Chapa-Vargas, J. Galindo-González y E. I. Badano. 2012. Seed dispersal among three different vegetation communities in the Huasteca Region, Mexico, analyzed from bat feces. *Acta Chiropterologica*, 14: 357-367.

- Herrerías-Diego, Y., M. Quesada, K. Stoner y J. Lobo. 2006. Effects of forest fragmentation on phonological patterns and reproductive success of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. *Conservation Biology*, 20: 1111-1120.
- Hudson, A. M., S. P. Mickleburg y P. A. Racey. 2001. *Microchiropteran Bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC, Chiroptera Specialist Group, IUCN, Gland. Switzerland and Cambridge, UK.
- Jung, K. y E. K. V. Kalko. 2010. Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. *Journal of Mammalogy*, 91: 144-153.
- Jung, K. y E. K. V. Kalko. 2011. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Diversity and Distributions*, 17: 262-274.
- Kapp, R. O. 1971. How to know pollen and spores. The Picture-Key Nature series. Estados Unidos de América. 249 p.
- Medellín, R. A., H. T. Arita. y O. Sánchez. 1997. Identificación de los murciélagos de México. *Asociación Mexicana de Mastozoología*. 77 p.
- Medellín, R. A., M. Equihua, y M. A. Amin, 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology*, 14: 1666-1675.
- Núñez, G. A. 2005. Los mamíferos silvestres de Michoacán: diversidad, biología e importancia. Universidad Michoacana de san Nicolás de Hidalgo, Facultad de Biología. México. 222 p.
- Pettit, S. y E. Freeman. 1997. Nectar production of two sympatric species of columnar cacti. *Biotropica*, 29: 175-183.
- Quesada, M., K. E. Stoner, V. Rosas-Guerrero, C. Palacios-Guevara y J. A. Lobo. 2003. Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a dry tropical forest: implications for the reproductive success of the neotropical tree *Ceiba grandiflora*. *Oecologia*, 135: 400-406.
- Roubik, D. W. y J. E. Moreno. 1991. Pollen and spores of Barro Colorado Island. St. Louis, Missouri Botanical Garden. 268 p.
- Ruiz, A, M. Santos, J. Soriano, J. Cavelier y A. Cadena. 1997. Relaciones mutualísticas entre el murciélago *Glossophaga longirostris* y las cactáceas columnares en la zona árida de la Tatacoa, Colombia. *Biotropica*, 29: 469 – 479.
- Sandoval-Soto, M. 2013. Estructura, composición y dieta de la comunidad de murciélagos nectarívoros en sitios con diferente nivel de perturbación del bosque tropical seco de Lázaro Cárdenas, Mich. Tesis de licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Biología. Morelia, Michoacán, México. 59 p.
- Silva, M. M. S., N. M. S. Harmani y E. F. B. Gonçalves. 1996. Bats from the metropolitan región of São Paulo, Southeastern Brazil. *Chiroptera Neotropical*, 2: 39-41.
- Thomas, D. 1988. Analysis of diets of plant visiting bats. Pp. 211-220. En T. H. Kunz (Eds.) *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Smithsonian Institution Press, Washington DC.

- Ticó, V. L. 2012. Uso de hábitat por murciélagos urbanos en la ciudad de Durango, Durango. Tesis de Maestría. Centro interdisciplinario para el desarrollo integral regional. Instituto Politécnico Nacional. Victoria de Durango, Durango, México. 91 p.
- Yassi, A., T. Kjellström, T. De kok y L. T. Guidotti. 2002. Salud Ambiental Básica. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Oficina Regional para América Latina y el Caribe, Organización Mundial de la Salud, Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología, Ministerio de Salud Pública de Cuba. 550 p.
- Zárate-Martínez, D. G., A. Díaz Serrato y R. López Wilchis. 2012. Importancia ecológica de los murciélagos. *ContactoS*, 85: 19-27.



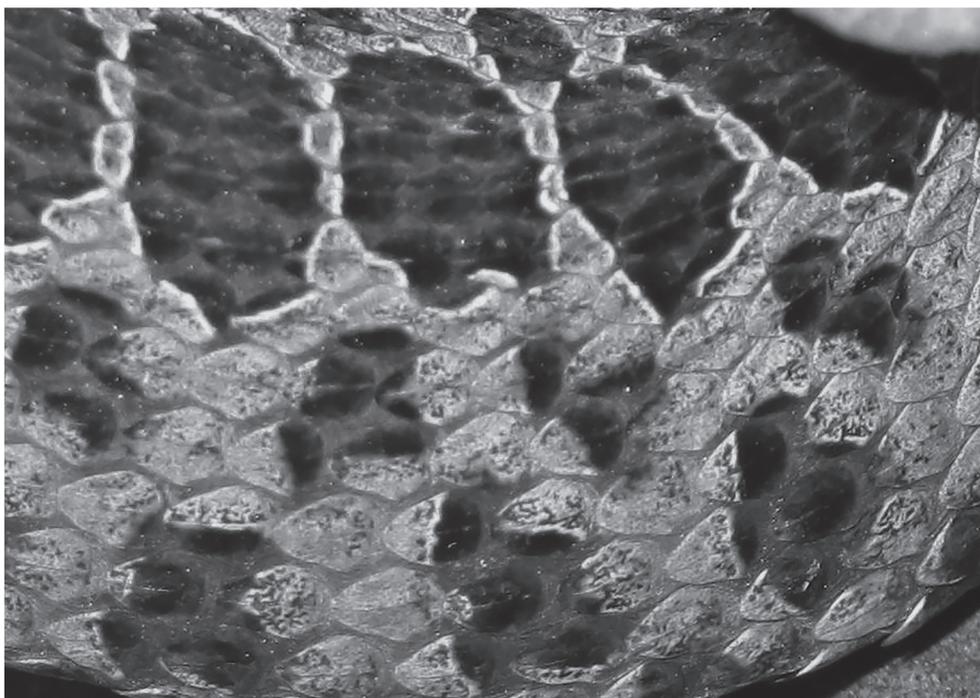
Diversidad de especies de anfibios y reptiles en dos ambientes, natural y antropizado en el estado de Hidalgo, México

Itzel Magno-Benítez*, Aurelio Ramírez-Bautista, y
Raciél Cruz-Elizalde

Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
Pachuca de Soto, Hidalgo, México.

*Correo electrónico: magnobenitezitzel@gmail.com

Crotalus triseriatus. Foto: Raciél Cruz-Elizalde



Resumen

El crecimiento de áreas urbanas como zonas habitacionales afecta a las poblaciones de especies de flora y fauna. En este trabajo analizamos la diversidad y abundancia de los anfibios y reptiles en dos ambientes con diferente grado de antropización. Las localidades corresponden a Tilcuautla y Carboneras, ubicadas en la periferia de la ciudad de Pachuca, y de Mineral de La Reforma, Hidalgo, México, respectivamente. Se realizaron 12 visitas en cada una de las localidades (de abril de 2011 a marzo de 2012). El método de muestreo fue por cuadrantes y encuentros visuales. Se realizaron curvas de acumulación de especies, de rango abundancia e índice de complementariedad. Tilcuautla presentó 10 especies de anfibios y reptiles, Carboneras presentó seis especies de reptiles. En Tilcuautla, *Sceloporus grammicus* fue la especie dominante, y en Carboneras lo fue *S. spinosus*; la especie rara para Tilcuautla fue *S. torquatus*, y para Carboneras lo fueron *Crotalus aquilus* y *Thamnophis eques*; ambas localidades presentaron alta complementariedad. Este estudio mostró que el factor antrópico afecta la diversidad y abundancia de las especies. Diversos aspectos de la ecología de las poblaciones deben de ser analizados en cada localidad para determinar la respuesta de las poblaciones ante los factores antrópicos.

Palabras clave: Ambientes antrópicos, anfibios y reptiles, diversidad, especies dominantes.

Introducción

El acelerado crecimiento de una población ha estado afectando de forma drástica los diferentes paisajes naturales de la flora y fauna nativa del mundo (Vitt y Caldwell, 2014). Este patrón se ve repetido en los diversos ecosistemas de México, los que se han convertido en nuevos asentamientos humanos (construcción de viviendas), vías de comunicación (veredas, calles, carreteras), parques recreativos (zonas de descanso), entre otros (Primack *et al.*, 2001; Mitchell y Brown, 2008). La urbanización se considera como uno de los principales factores en el declive o extinción local de una población vegetal y animal. El efecto negativo sobre el am-

biente (paisaje) que provoca el hombre, considerado como factor antrópico, es la causa principal de la transformación de los paisajes naturales (Ramírez-Bautista *et al.*, 2014). El cambio de uso de suelo que el hombre está provocando tiene fines políticos, económicos y sociales. Políticos, el reparto de tierras ejidatarias lo hacen sin contar con un estudio ecológico que beneficie a los campesinos, el campesino, llevado por sus grandes necesidades económicas, explota las áreas sin considerar un control, pero también es por no recibir educación ambiental por las autoridades correspondientes, que al final, llegan a ser víctima de su propia conducta (Mitchell y Brown, 2008).

Por lo que, la fragmentación del hábitat causado por el efecto antrópico ha generado preocupación e interés por conocer la biodiversidad de los ambientes antropizados (Magno-Benítez, 2013), y cómo estas especies están respondiendo en los tamaños de sus poblaciones y su adaptación a nuevas condiciones provocadas por el hombre (Faggi y Perepelizin, 2006).

El objetivo de este estudio fue evaluar la riqueza y diversidad de especies de anfibios y reptiles en dos localidades urbanas con diferente efecto antrópico de la ciudad de Pachuca, Hidalgo, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio. Se analizaron dos localidades con diferente grado de antropización, una corresponde a Tilcuautla, situada en el municipio de San Agustín Tlaxiaca, a una elevación de 2050 msnm. Esta localidad se encuentra en un proceso de urbanización, sin embargo, aún conserva gran parte de la vegetación original (Figura 1). La segunda localidad corresponde a Carboneras, situado en el Municipio de Mineral de La Reforma, de 2400 a 2800 msnm. Esta localidad presenta un acelerado proceso de urbanización, en el cual se ha observado la fragmentación y eliminación de la vegetación original (Figura 2).

Trabajo de campo. Para el registro de anfibios y reptiles se efectuaron 12 muestreos con una duración de un día para cada localidad. El periodo de estudio comprendió del mes de abril de 2011 a marzo de 2012; estos muestreos se realizaron de forma sistemática, es decir, se empleó un día de muestreo por localidad, obteniendo al final 12 muestreos con intervalos similares en tiempo y espacio (Hayek, 2001). El esfuerzo de muestreo

aplicado fue realizado con el mismo número de personas (tres personas), esto para estandarizar los datos de cada muestreo. En cada localidad se realizaron recorridos en dos periodos del día, el primero de las 08:00 a 13:00, y el segundo de las 14:00 a 18:00, invirtiendo un total de 324 hrs/hombre para cada sitio.

Diseño de muestreo. El muestreo de los organismos se realizó mediante la búsqueda directa en cada tipo de microhábitat que utilizan las especies de anfibios y reptiles (p. ej., oquedades en los árboles, bajo rocas, bajo hojarasca, etc.; Casas-Andreu *et al.*, 1991). Para cada organismo observado, se tomaron datos como fecha y hora de avistamiento, temperatura ambiente, temperatura del sustrato, así como el tipo de microhábitat y la clase de edad a la que pertenecían (cría, juvenil o adulto); cuando no fue posible identificar a los organismos en campo, éstos fueron trasladados al Laboratorio de Ecología de Poblaciones de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo para identificarlos por medio de claves dicotómicas a nivel de especie y compararlos con organismos de las especies previamente registradas (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009).

Curva de acumulación de especies. Para analizar la completitud de los inventarios de las localidades, se realizaron curvas de acumulación de especies. Para este tipo de análisis se utilizaron los estimadores no paramétricos ACE y Chao 1 por ser estimadores basados en la abundancia (Escalante, 2003; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

Estructura y equidad de las comunidades. Para conocer la estructura de las comunidades de anfibios y reptiles en ambas localidades, se realizaron curvas de rango-abundancia. La curva se



Figura 1. Vegetación de la localidad de Tilcuautla. Fotografía: Itzel Magno Benítez.

gráfico de acuerdo al algoritmo de la proporción relativa de cada especie $p(n/N)$, los datos se ordenaron a partir de la especie más abundante a la menos abundante para visualizar las especies dominantes y las raras.

Recambio de especies entre ambas localidades (diversidad beta). Para obtener los valores de diversidad beta (b) entre ambas localidades, se empleó el método de complementariedad (Colwell y Coddington, 1994), el cual se refiere al grado de disimilitud en la composición de especies entre comunidades.

Resultados

Con base en los muestreos realizados y revisión de literatura, para la localidad de Tilcuautla se obtuvo un total de 14 especies, de las cuales en su mayoría fueron reptiles, siendo la familia

Phrynosomatidae la mejor representada para esta localidad. Carboneras por su parte, presentó un total de 8 especies (Cuadro 1).

Curva de acumulación de especies. Con un total de 12 muestreos durante el estudio, se encontraron para la localidad de Carboneras seis especies de reptiles. Los estimadores no paramétricos (ACE y Chao 1) predijeron siete especies, con un porcentaje de completitud del 86%. Tilcuautla presentó un total de 10 especies, nueve fueron reptiles y sólo un anfibio. Los estimadores predijeron 12 y 10 especies cada uno, con un porcentaje de completitud de 83% y 100%, respectivamente.

Estructura de las comunidades de anfibios y reptiles. Las lagartijas *Sceloporus grammicus* y *S. spinosus* (Figura 3) fueron las especies más abundantes para Tilcuautla, al igual que lo fueron para Carboneras.

Cuadro 1. Lista de anfibios y reptiles de la localidad de Tilcuautla y Carboneras. El símbolo “*” hace referencia a las especies potenciales obtenidas en literatura y bases de datos.

Clase	Orden	Familia	Especie	Localidades	
				Carboneras	Tilcuautla
Amphibia	Anura	Hylidae	<i>Hyla arenicolor</i>		X
		Scaphiopodidae	<i>Spea multiplicata</i>	X*	X*
		Ranidae	<i>Lithobates spectabilis</i>		X*
Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma orbiculare</i>	X	X
			<i>Sceloporus grammicus</i>	X	X
			<i>S. parvus</i>		X
			<i>S. spinosus</i>	X	X
			<i>S. torquatus</i>		X
		Teiidae	<i>Aspidoscelis gularis</i>		X
		Colubridae	<i>Conopsis biserialis</i>	X*	
			<i>C. lineata</i>	X	X
			<i>Pituophis deppei</i>		X
			<i>Salvadora bairdi</i>		X
		Natricidae	<i>Thamnophis cyrtopsis</i>	X	X*
		Viperidae	<i>Crotalus aquilus</i>	X	X*



Figura 2. Parche de vegetación de la localidad de Carboneras. Fotografía: Itzel Magno Benítez

Recambio de especies. El porcentaje de complementariedad entre la localidad de Tilcuautla y Carboneras fue ligeramente alto, obteniendo un valor de 67%. Se obtuvieron seis especies exclusivas para Tilcuautla *Hyla arenicolor* (Figura 4), *Sceloporus parvus*, *S. torquatus* (Figura 5), *Aspidoscelis gularis*, *Salvadora bairdi* y *Pituophis deppei*, y dos para Carboneras (*Crotalus aquilus* y *Thamnophis cyrtopsis*).



Figura 3. *Sceloporus spinosus* “lagartija espinosa” especie abundante para la localidad de Carboneras.

Fotografía: Itzel Magno Benítez.

Discusión

El efecto antrópico sobre las poblaciones de diversos grupos biológicos resultan en la mayoría de los casos perjudiciales, tal es el caso de los anfibios y reptiles. La localidad de Tilcuautla fue la única en donde se encontraron anfibios, esto puede deberse a que los anfibios están estrechamente relacionados con las características ambientales y estado de conservación del hábitat (Lehtinen *et al.*, 1999), ya que solo en esta localidad se registraron sitios con agua, como lo son depósitos permanentes, generando tipos de microhábitats idóneos para el establecimiento de este tipo de especies.

Las curvas de acumulación se comportaron de manera distinta, ya que para Carboneras, ambos estimadores predicen una especie más. Con base en esto y tomando en consideración a las especies obtenidas de literatura (*Conopsis biserialis* y *Spea multiplicata*), el inventario para esta localidad estaría completo. Así también para la loca-

lidad de Tilcuautla, el estimador ACE predice dos especies más, si se toman en consideración las especies registradas en estudios anteriores y literatura (*S. multiplicata*, *Lithobates spectabilis*, *T. cyrtopsis* y *C. aquilus*) el inventario para esta localidad estaría completo. De acuerdo a lo anterior, es necesario tomar en cuenta la heterogeneidad y complejidad vegetal que presenta la localidad de Tilcuautla a diferencia de Carboneras, ya que podría ser un factor que dificulte el muestreo en todos los tipos de microhábitats de este ambiente; si se toman en cuenta las especies obtenidas de literatura y registros previos para esta localidad los inventarios de ambas localidades podrían resultar completos.



Figura 4. *Hyla arenicolor* resguardada en una grieta de concreto. Localidad Tilcuautla. Fotografía: Itzel Magno Benítez.



Figura 5. *Sceloporus torquatus* especie rara para la localidad de Tilcuautla. Fotografía: Itzel Magno Benítez

En cuanto a la estructura de las comunidades puede observarse que el grupo dominante tanto en riqueza como en abundancia fueron las lagartijas para ambas localidades, este patrón se ha documentado en otros tipos de vegetación, como lo es la selva baja, mostrando una mayor dominancia de este grupo en las zonas perturbadas (Orea-Gadea, 2010). Germaine y Wakeling (2001) mencionan que la urbanización puede dar lugar a lo que ellos denominan “hiper-abundancia” en algunas especies, las cuales son más abundantes ya que han explotado el mayor número de recursos posibles en este medio, mientras que otros pueden llegar a ser eliminadas (Rodda y Tyrrell, 2008).

A pesar de que las localidades de estudio presentan el mismo tipo de vegetación, el valor de complementariedad que se presentó fue considerable, y por consiguiente, el valor de similitud fue bajo, lo cual indica que estas localidades son diferentes en cuanto a su composición de especies. Los valores de complementariedad obte-

nidos pueden ser explicados por los diferentes componentes del paisaje que presenta cada localidad; Tilcuautla es más heterogénea a nivel paisaje, teniendo así una gran cantidad de tipos de microhábitats, característica que influye en el número de especies únicas, presentando un total de cuatro (*H. arenicolor*, *S. parvus*, *A. gularis*, *P. deppei* y *S. bairdi*). Carboneras por su parte, es más homogénea, donde a nivel paisaje se presenta la dominancia de los asentamientos humanos y pequeños parches de vegetación, lo cual reduce la cantidad de microhábitats, favoreciendo sólo a algunas especies de reptiles, razón por la cual se puede deber su baja riqueza, ya que sólo dos especies fueron exclusivas en esta localidad (*T. cyrtopsis* y *C. aquilus*). Las localidades compartieron cuatro especies (*S. grammicus*, *S. spinosus*, *Phrynosoma orbiculare* y *C. lineata*), las cuales resultan ser especies tolerantes a ciertas modificaciones en su hábitat e incluso son especies ligadas a zonas urbanas, además, presentan una amplia distribución (Vázquez-Díaz y Quintero-Díaz, 2005; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009).

Agradecimientos

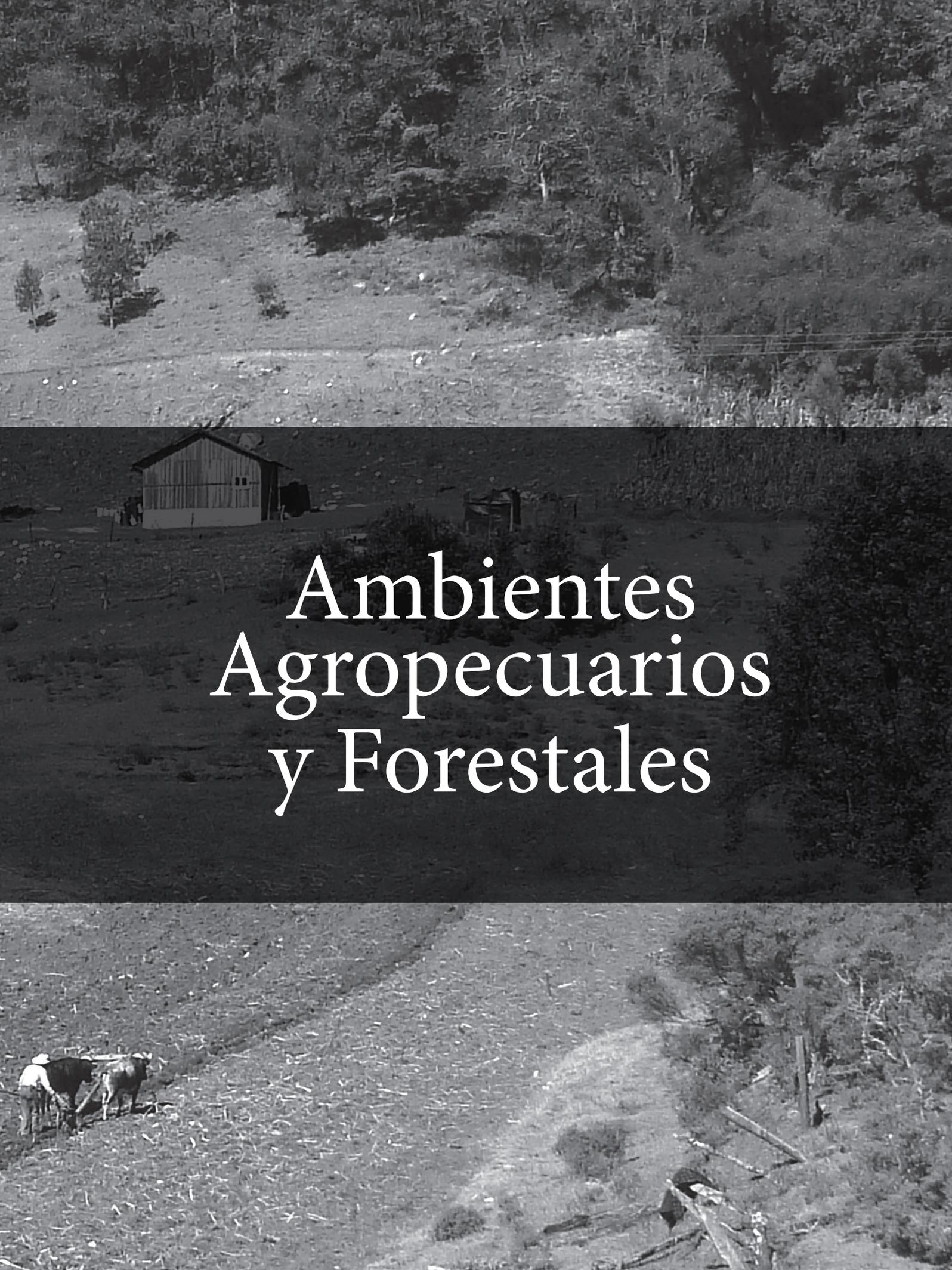
Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación y el apoyo económico para participar en este evento académico. Así también se agradece al proyecto Fomix 2012/191908.

Literatura citada

- Casas-Andreu, G., G. Valenzuela-López y A. Ramírez-Bautista. 1991. Cómo hacer una colección de anfibios y reptiles. Cuadernos del Instituto de Biología 10. Universidad Nacional Autónoma de México, D. F. 68 p.
- Colwell, R. y J. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through exploration. *Philosophical transaction of the Royal Society of London*, 345: 101-118.
- Escalante, T. 2003. ¿Cuántas especies hay?: los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos: ciencia y cultura*, 52: 53-56.
- Faggi, A. y P. V. Perepelizin. 2006. Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia*, 8: 289-297.
- Germaine, S. S. y B. F. Wakeling. 2001. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological Conservation*, 97: 229-237.
- Hayek, L. C. 2001. Diseño de investigación para estudios cuantitativos de anfibios. *En* Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Pp. 21-38. *En* Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L. C. Hayek y M. Foster (Eds.). *Métodos Estandarizados para Anfibios*. Editorial Universitaria de la Patagonia.
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151-161.
- Lehtinen, R. M., S. M. Galatowitsch y J. R. Tester. 1999. Consequences of habitat loss and frag-

- mentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, 19: 1-12.
- Magno-Benítez, I. 2013. Comparación de la riqueza y diversidad de anfibios y reptiles en dos localidades con diferente grado de urbanización en la periferia de la ciudad de Pachuca, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México 57 p.
- Mitchell, J. C. y R. E. J. Brown. 2008. Urban Herpetology: Global overview, synthesis and future directions. Pp. 1-30. En Mitchell, J. C., R. E. Jung Brown y B. Bartholomew (Eds.). *Urban Herpetology*. Utah, U. S. A.
- Orea-Gadea, J. 2010. Efecto de plantaciones mixtas sobre la diversidad herpetofaunística en selva baja caducifolia de Sierra de Huautla, Morelos. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México. 45 p.
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (Eds.). 2001. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Primera edición. Fondo de Cultura Económica. México, D. F., 497 pp.
- Ramírez-Bautista, A, U. Hernández-Salinas, R. Cruz-Elizalde, C. Berriozabal-Islas, D. Lara-Tufiño, I. Goyenechea Mayer-Goyenechea y J. M. Casillo-Cerón. 2014. Los anfibios y reptiles de Hidalgo, México: diversidad, biogeografía y conservación. Sociedad Herpetológica Mexicana A. C. Hidalgo. México. 387 p.
- Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, U. O. García-Vásquez, A. Leyte-Manrique y L. Canseco-Márquez. 2009. *Herpetofauna del Valle de México: Diversidad y conservación*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 240 p.
- Rodda, G. H. y C. L. Tyrrell. 2008. Introduced species that invade and species that thrive in town: Are these two groups cut from the same cloth?. Pp. 327-341. En Mitchell, J. C., R. E. Jung Brown y B. Bartholomew (Eds.) *Urban Herpetology*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Utah, U. S. A.
- Vázquez-Díaz, J. y G. E. Quintero-Díaz. 2005. *Anfibios y reptiles de Aguascalientes*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 318 p.
- Vitt, L. J. y J. P. Caldwell. 2014. *Herpetology: An introductory biology of amphibians and reptiles*. Elsevier. Utah. 757 pp.





Ambientes Agropecuarios y Forestales



Fauna nativa en plantaciones de *Pinus radiata*: del desierto verde a la sustentabilidad forestal

Javier A. Simonetti¹*, Audrey A. Grez² y Pablo M. Vergara³

¹Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

²Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

³Facultad Tecnológica, Universidad de Santiago de Chile, Santiago, Chile.

*Correo electrónico: jsimonet@uchile.cl



Resumen

El reemplazo de bosques por plantaciones forestales representa una amenaza a la biodiversidad. Las Metas de Aichi proponen que las plantaciones forestales contribuyan a la conservación de la biodiversidad, dejando de ser “desiertos verdes”. Basados en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile evaluamos las condiciones biológicas, económicas y sociales que facilitarían transformarlas en hábitat alternativos, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad. Experimentalmente demostramos que la presencia de un sotobosque desarrollado mejoraría la calidad de las plantaciones como un hábitat sustituto para especies nativas, mitigando su impacto negativo sobre la biota nativa. En lo biológico, demostramos que la riqueza de la fauna y mantención de interacciones biológicas dependen de este sotobosque. Además, la vegetación acompañante facilitarían la presencia de fauna post-tala rasa. Asimismo, demostramos que el incremento diamétrico de pinos adultos no disminuye en presencia del sotobosque. Esto implica que ni la productividad ni rentabilidad de la plantación disminuyen. Además, la ciudadanía prefiere paisajes forestales estructuralmente complejos, como plantaciones de pino con sotobosque, y pagaría precios más altos por productos forestales que provengan de plantaciones amigables con la fauna. Entonces, mantener sotobosque en plantaciones contribuiría a conservar biodiversidad nativa y en la sustentabilidad de la industria forestal.

Palabras clave: Biodiversidad, conservación biológica, Metas Aichi, *Pinus*.

Introducción

La pérdida de hábitat es una de las amenazas más importantes que afectan a la biodiversidad (Vie *et al.*, 2009). Al reemplazar la vegetación original, las plantaciones forestales son consideradas “desiertos biológicos”, dado que usualmente no contienen hábitat para especies nativas, reduciendo así la biodiversidad (Hartley, 2002). No obstante, al año 2020, las Metas de Aichi de la Convención de Diversidad Biológica (CBD, 2010) proponen que zonas dedicadas a la producción forestal deberán ser manejadas en forma sustentable, asegu-

rando la conservación de la biodiversidad. Es decir, las plantaciones deberían dejar de constituirse en amenazas y transformarse en colaboradoras de la conservación de la biota nativa fuera de áreas protegidas.

En esta presentación revisamos el impacto de las plantaciones sobre la fauna y nuestra investigación sobre la forma plausible para lograr que plantaciones de *Pinus radiata* satisfagan este objetivo y contribuyan a conservar biodiversidad (Estades *et al.*, 2012). Esto lo analizamos desde un punto de vista biológico, analizando las condi-

ciones que deberían ofrecer las plantaciones para convertirse en hábitat alternativo para la fauna y las consecuencias de disponer de plantaciones amigables con la biodiversidad sobre las interacciones biológicas y servicios ecosistémicos. Además, lo analizamos a nivel económico, revisando si las condiciones requeridas para disponer de plantaciones como hábitat de fauna nativa implican una reducción en productividad y la disponibilidad a pagar por productos forestales amigables con la biodiversidad. Finalmente, analizamos las preferencias de la ciudadanía por diferentes paisajes forestales, incluyendo plantaciones amigables con la biodiversidad. Nuestro análisis sugiere, fuertemente, que existen condiciones objetivas que deberían ser consideradas en la gestión de plantaciones para reducir el impacto sobre la fauna nativa y colaborar con su conservación.

Riqueza y abundancia de fauna en plantaciones. En general, al reemplazar un bosque por una plantación forestal, tanto la riqueza de especies de vertebrados como su abundancia disminuyen (Nájera y Simonetti, 2010; Ramírez y Simonetti, 2011; Palacios *et al.*, 2012). Sin embargo, existen casos en los cuales estas variables se mantienen o incluso aumentan en las plantaciones. Un análisis de las plantaciones en donde ocurre este fenómeno revela que ellas se caracterizan por poseer un sotobosque desarrollado (Ramírez y Simonetti, 2011). Igualmente, la abundancia de especies de aves, carnívoros e insectos de suelo son más abundantes en rodales de plantaciones de *P. radiata* con sotobosque que en aquellos sin esta vegetación (Simonetti, 2006; Estades *et al.*, 2012). Por otra parte, las aves que construyen nidos

abiertos, los cuales requieren de la presencia de ramas de arbustos para su sujeción, fueron más abundantes en plantaciones con sotobosque desarrollado (Estades *et al.*, 2012).

Atendida la creciente evidencia que sugiere que las plantaciones podrían albergar fauna nativa si presentan un sotobosque desarrollado, evaluamos experimentalmente el papel del sotobosque en soportar fauna nativa en plantaciones de *P. radiata*. Si la presencia de un sotobosque desarrollado facilita la presencia de fauna nativa, plantaciones con sotobosque deberían tener una fauna más abundante que aquellas plantaciones que no lo tengan. Efectivamente, al remover el sotobosque la frecuencia de mamíferos, como *Leopardus guigna* y *Pudu pudu* e insectos de suelo como *Ceroglossus chilensis* disminuye significativamente (Simonetti *et al.*, 2013; Cerda *et al.*, 2015). En plantaciones sin sotobosque o en plantaciones con sotobosque usadas como control no existe variación alguna en abundancia. Además, el estado de los individuos, en términos de biomasa, no difiere entre estas plantaciones y el bosque nativo (Saavedra y Simonetti, 2005; Henríquez *et al.*, 2009). Esto demuestra que el sotobosque mejora las condiciones de las plantaciones como hábitat para la fauna.

Servicios ecosistémicos. La mayor abundancia de aves en plantaciones tiene consecuencias en la depredación de insectos y herbivoría, y por tanto en productividad, especialmente en agroecosistemas (Poch y Simonetti, 2013a). En plantaciones de *P. radiata* efectivamente, la depredación de insectos de follaje es mayor y la herbívora es menor en rodales con sotobosque desarrollado (Poch y

Simonetti, 2013b). Entonces, un sotobosque desarrollado reduciría el impacto de las plantaciones sobre la fauna nativa y aseguraría la provisión de servicios ecosistémicos.

Competencia entre sotobosque y plantaciones. Un sotobosque desarrollado podría, sin embargo, competir con *P. radiata*, reduciendo su crecimiento y con ello, la rentabilidad de la plantación. Esto lo descartamos experimentalmente. El incremento medio anual de *P. radiata* adultos creciendo en plantaciones con sotobosque experimentalmente removido no difiere significativamente de los árboles creciendo con sotobosque desarrollado ni aquellos con escaso sotobosque bajo su dosel, sugiriendo que no existiría competencia. Por lo tanto, mantener sotobosque no afectaría la productividad ni rentabilidad de la plantación (datos no publicados).

Actitudes hacia las plantaciones. Aun cuando la ciudadanía no es unánime respecto a considerar las plantaciones de pino como una amenaza a la biodiversidad, en general, las personas prefieren paisajes forestales estructuralmente complejos, incluyendo las plantaciones de pino con sotobosque, que sirven de hábitat para fauna en peligro de extinción (Püschel-Hoeneisen y Simonetti, 2012). Más aún, la ciudadanía muestra disposición a pagar precios más altos por productos forestales que provengan de plantaciones que efectivamente apoyen la conservación de la biota, lo cual podría cubrir una eventual reducción en productividad (Gómez, 2012). Estos resultados sugieren que medidas destinadas a conservar fauna en plantaciones forestales, como mantener sotobosque, serían socialmente apoyadas.

Tala rasa: el desafío pendiente. Las plantaciones de *P. radiata* son cosechadas a tala rasa. En general, la tala rasa genera cambios en la riqueza y abundancia de especies de hábitats abiertos. Estos efectos serían transitorios, ocurriendo hasta que el dosel de la nueva plantación se cierra (Simonetti y Estades, 2015). En áreas sometidas a tala rasa, la vegetación acompañante de las plántulas de *P. radiata*, que formará parte del sotobosque en la plantación adulta podría incrementar la probabilidad que la fauna nativa reutilice estos espacios. De hecho, información preliminar sugiere que las áreas sometidas a tala rasa que exhiben mayor desarrollo de vegetación soportarían una mayor riqueza y abundancia de coleópteros epígeos que sectores de tala rasa con menor desarrollo de vegetación. Igualmente, insectos como *C. chilensis* y aves de suelo como *Pteroptochus castaneus* ingresan con mayor frecuencia en áreas de tala rasa si esta contiene vegetación mas allá de las plántulas de *P. radiata* (A.A. Grez, C. Mansilla, K. Ramírez, L. Russek, P. Vergara, datos no publicados). Estos resultados sugieren que la vegetación del futuro sotobosque incidiría en mitigar los efectos de las plantaciones y sus métodos de cosecha, siendo su demostración experimental un desafío pendiente.

Comentario final

La evaluación de los aspectos biológicos, económicos y sociales sugiere fuertemente que el sotobosque de las plantaciones de *P. radiata* puede ser manejado contribuyendo a la conservación de la biodiversidad, creando un hábitat secundario para fauna nativa, manteniendo servicios ecosis-

témicos sin afectar la productividad, colaborando al desarrollo de una actividad forestal sustentable.

Agradecimientos

Nuestro trabajo en plantaciones forestales ha sido financiado por Fondecyt 1095046 y actualmente FONDECYT 1140657; hemos recibido también apoyo parcial del Programa Domeyko-Biodiversidad (IT 3), Universidad de Chile. Asimismo, los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura Citada

CBD (Convention on Biological Diversity). 2010. Strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi targets. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

Cerda, Y., A.A. Grez y J.A. Simonetti. 2015. The role of understory on the abundance, movement and survival of *Ceroglossus chilensis* in pine plantations: an experimental test. *Journal of Insect Conservation*, 19: 119-127.

Estades, C.F., A.A. Grez y J.A. Simonetti. 2012. Biodiversity in Monterrey pine plantations. Pp. 77-98. En Simonetti, J.A., A.A. Grez y C.F. Estades (Eds.). Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Gómez, N. 2012. Disposición a pagar para proteger la biodiversidad en plantaciones forestales: un resultado de valoración contingente. Seminario de Título, Universidad de Chile, Santiago.

Hartley, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 155: 81-95.

Henríquez, P., D.S. Donoso y A.A. Grez. 2009. Population density, sex ratio, body size and fluctuating asymmetry of *Ceroglossus chilensis* (Carabidae) in the fragmented Maulino forest and surrounding pine plantations. *Acta Oecologica*, 35: 811-818.

Nájera, A. y J.A. Simonetti 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology*, 24: 319-324.

Palacios, C.P., B. Agüero, B. y J.A. Simonetti. 2012. Agroforestry systems as habitat for herpetofauna: is there supporting evidence? *Agroforestry Systems*, 87: 517-523.

Poch, T. y J.A. Simonetti. 2013a. Ecosystem services in Human-dominated landscapes: insectivory in agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 87: 871-879.

Poch, T. y J.A. Simonetti. 2013b. Insectivory in *Pinus radiata* plantations with different degree of structural complexity. *Forest Ecology and Management*, 304: 132-136.

Püschel-Hoeneisen, N. y J.A. Simonetti. 2012. Forested habitat preferences by Chilean citizens: implications for biodiversity conservation in *Pinus radiata* plantations. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85: 161-169.

- Ramírez, P.A. y J.A. Simonetti. 2011. Conservation opportunities in agroforestry plantations: the case of mammals. *Journal for Nature Conservation*, 19: 351-355.
- Saavedra, B. y J.A. Simonetti. 2005. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. *Mammalia*, 69: 337-348.
- Simonetti, J.A. 2006. Conservación de la biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque maulino. Pp. 215-231. En Grez, A.A., J.A. Simonetti y R. O.Bustamante (Eds.). *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Simonetti, J.A. y C.F. Estades. 2015. Efectos de la tala rasa sobre la biodiversidad. Pp. 85-104. En Niklitschek, M. (Ed.) *Tamaño de la tala rasa en plantaciones forestales: efectos y regulación*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Simonetti, J.A., A.A. Grez y C.F. Estades. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, 27: 1117-1121.
- Vié, J.C., C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart (Eds.). 2009. *Wildlife in a changing world*. IUCN, Gland. 184 pp.



Importancia de los elementos de un paisaje antropizado para la retención de diversidad de murciélagos en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Oscar Muñoz Jiménez¹, Rafael Villegas Patraca¹,
M. Cristina Mac Swiney G.² y Juan Carlos López-Acosta^{2*}

¹Unidad de Servicios Altamente Especializados (USPAE), Instituto de Ecología AC, Coatepec, Veracruz, México. ²Centro de Investigaciones Tropicales, Xalapa, Veracruz, México.

*Correo electrónico: carlolopez@uv.mx



Resumen

Actualmente gran parte de la biodiversidad del planeta se encuentra en elementos del paisaje modificados por el hombre. Este hecho hace necesario evaluarlos como sitios de retención de biodiversidad. En un paisaje antropizado del Istmo de Tehuantepec, se registró la diversidad de murciélagos y su relación con los elementos del paisaje. El paisaje se describió usando técnicas de percepción remota y muestreos de vegetación; para el caso de los murciélagos se utilizó la captura directa por medio de redes de niebla. En total se identificaron seis elementos del paisaje: selva mediana subperennifolia (SMS), selva baja caducifolia (SBC), acahual de selva baja caducifolia (ASBC), bosque de galería (BG), franjas de vegetación (FV) y áreas agropecuarias (AGRO). Se identificó un gradiente de diversidad vegetal, teniendo a la SMS como la más diversa y las áreas agropecuarias como las menos. Para los murciélagos en el bosque de galería se registró una mayor riqueza mientras que el área agropecuaria fue la más pobre. Se resalta la SMS donde se encontraron especies características de interior de bosque y consideradas como indicadoras. Este estudio aporta evidencia de la importancia de la conservación de fragmentos remanentes de vegetación conservada y su interconectividad con otros elementos a una escala de paisaje, como un factor clave para el mantenimiento de grupos biológicos como los murciélagos.

Palabras clave: Composición y configuración del paisaje, ecología del paisaje, estructura de vegetación, índices de diversidad.

Introducción

Actualmente gran parte de la biodiversidad del planeta se encuentra en elementos del paisaje, cuya matriz principal, ha sido modificada por el hombre (Gardner, *et al.*, 2009, Kareiva y Marvie 2011). Se ha estimado que el 83% de la superficie terrestre está impactada en algún grado por el ser humano (Hobbs *et al.*, 2009), y que el 73% del total (sin considerar los casquetes polares) presenta evidencia de perturbación humana cuyos principales factores directos de cambio son la actividad productiva como el cultivo de alimentos, ganadería y urbanización (Sánchez *et al.*, 2009; Hobbs *et al.*, 2009).

Por lo anterior, es importante evaluar cómo están respondiendo las plantas y animales a los procesos de transformación para entender la trascendencia de los impactos a nivel del ecosistema (Duffy, 2003). Los murciélagos son considerados como factores importantes en el mantenimiento de la funcionalidad del paisaje (Jones *et al.*, 2009). Adicionalmente, los murciélagos están dentro del segundo grupo de mamíferos más diverso del planeta, con 1,293 especies registradas hasta el momento (Simmons y Ciranello, datos no publicados), sólo detrás de los roedores. Los murciélagos se pueden alimentar de frutas, néctar, insectos, ranas, peces, aves e incluso de otros

murciélagos y son los únicos vertebrados, que se sabe también se pueden alimentar de sangre (Kunz y Fenton, 2003). Para evaluar la respuesta de las plantas y los murciélagos a los procesos de transformación antrópica, se estudiaron en la localidad de La Venta, Municipio de Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, los diferentes elementos del paisaje que pudieran jugar un papel importante en el mantenimiento de la biodiversidad local y regional de murciélagos. La hipótesis de trabajo fue que los elementos de paisaje, tanto naturales como antropogénicos, contribuyen a la retención de diversidad de murciélagos, basados en su distribución espacial y sus características ecológicas intrínsecas.

Métodos

En una superficie de 34,017 hectáreas localizadas entre las coordenadas 94°52'41" y 94°38'30" de latitud norte y 16°41'37" y 16°26'45" de longitud oeste de la provincia fisiográfica Sierra Madre de Chiapas se estudiaron diferentes elementos del paisaje (selva baja caducifolia, selva mediana subperennifolia, bosque de galería, acahual de selva baja y áreas agropecuarias) utilizando una escena obtenida por el satélite SPOT 5 (2.5 m en pancromáticas y 10 m en multi-espectral).

Para la configuración espacial del paisaje se determinó: a) número de clases, b) superficie total por clase, c) número de fragmentos por clase, d) densidad de fragmentos, y e) índice del fragmento más grande. Para determinar las métricas de paisaje se utilizó el *software* Fragstat v3.1.

Con la finalidad de determinar la composición, riqueza y diversidad de la vegetación pre-

sentes en cada elemento del paisaje: selva mediana subperennifolia (SMS), selva baja caducifolia (SBC), acahual de selva baja caducifolia (ASBC), bosque de galería (BG), franjas de vegetación (FV) y áreas agropecuarias (AGRO), se establecieron cinco transectos de 50 × 2 m. dentro de los cuales cada planta ≥ 1 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) fue contabilizada, registrando la especie y el DAP (Gentry, 1982, 1988). En total en cada elemento del paisaje se establecieron 15 transectos (tres réplicas por cinco transectos por réplica).

Para el caso de los murciélagos y por la forma en que se encuentran distribuidos los diferentes elementos dentro del paisaje, se optó por fusionar a la selva mediana subperennifolia con la selva baja caducifolia que en su conjunto se distribuyen por las áreas mejor conservadas dentro del paisaje estudiado, y que a su vez son las áreas menos accesibles en la Sierra de Tolistoque. A esta asociación se le denominó vegetación primaria. Por otra parte, las franjas de vegetación se agruparon con áreas agropecuarias porque las primeras se encuentran inmersas dentro de las segundas y se constituyen como un rasgo particular de lo que se considera la matriz del paisaje. Por cada elemento del paisaje se seleccionaron tres sitios de muestreo. De esta manera, los muestreos de murciélagos se realizaron en cuatro elementos del paisaje: vegetación primaria, acahual de SBC, bosque de galería y áreas agropecuarias. En cada sitio se realizaron cinco noches de muestreo durante el periodo de julio de 2011 a marzo de 2012, sumando 60 noches. Los murciélagos se capturaron utilizando siete redes de niebla de 12 m de largo y 2.5 m de altura (Avinet Inc.).

Cada red estuvo separada por lo menos 20 metros y permanecieron activas 5 horas.

Resultados

Se determinó que el paisaje está compuesto por siete clases o elementos del paisaje (Figura 1), incluyendo la zona urbana, que no fue considerada para el resto de los análisis. El elemento del paisaje con mayor extensión fue el área agropecuaria (AGRO), seguida del acahual de selva baja caducifolia (ASBC) y la selva baja caducifolia (SBC). En total se definieron 38,987 fragmentos, de los cuales el 43.12% ($n = 16,812$) corresponden a fragmentos de ASBC. El tamaño de los fragmentos comprende un rango de 0.01 de hectárea hasta un fragmento de 11,242 hectáreas perteneciente a la clase área agropecuaria (AGRO). Los otros elementos de SBC y la selva mediana subperennifolia (SMS) están representados por casi 6,000 fragmentos cada uno.

Se registraron un total de 305 especies de plantas vasculares en los elementos que comprenden el paisaje antropizado. La SMS fue el elemento con mayor riqueza a todos los niveles taxonómicos, mientras que AGRO fue la más pobre con sólo 10 especies. De acuerdo con la estimación de la diversidad, en todos los casos, excepto la SBC y el bosque de galería, se superó el 70% de la riqueza estimada (Cuadro 1). La riqueza específica aumentó conforme la vegetación se presentaba en mejor estado de conservación, de acuerdo con su composición y estructura: la dirección del gradiente fue riqueza de especies en SMS > SBC > BG > ASBC > FV > AGRO.

Los valores calculados con el índice de Bray-Curtis en todos los casos resultaron valores cercanos a 1, lo que indica que en el paisaje analizado existe un marcado recambio de especies entre los seis elementos que lo conforman. Los elementos que presentaron menores valores de disimilitud fueron ASBC y FV (IBC: 0.744) que comparten 24 especies, seguidos de la SMS y SBC (IBC: 0.784) y que compartieron 57 especies.

Con respecto a los murciélagos, el ensamble de especies descrito está dominado por seis especies: *Glossophaga soricina* (40.33%), *Pteronotus parnellii* (13.31%), *Glossophaga morenoi* (7.78%), *Artibeus jamaicensis* (6.86%), *Mormoops megalophylla* (5.49%) y *Artibeus intermedius* (5.32%), las cuales en conjunto representan el 79% del total de las capturas. La familia mejor representada fue Phyllostomidae con 22 especies, seguida por la familia Mormoopidae con cuatro. Los gremios mejor representados fueron los frugívoros (43%) e insectívoros aéreos (23%).

De acuerdo al análisis de curvas de acumulación de especies para todos los elementos del paisaje, se logró un porcentaje de complementariedad del inventario de especies en todos los casos con más del 80% de ellas predichas por el estimador de Chao 1.

Los patrones de rango-abundancia muestran similitudes entre VP y BG, y entre el ASBC y el AGRO. El primer par presenta una curva más larga, lo que se interpreta con una mayor riqueza, una dominancia marcada de algunas especies y la presencia de especies raras; mientras que el segundo par presenta una línea más corta y menos

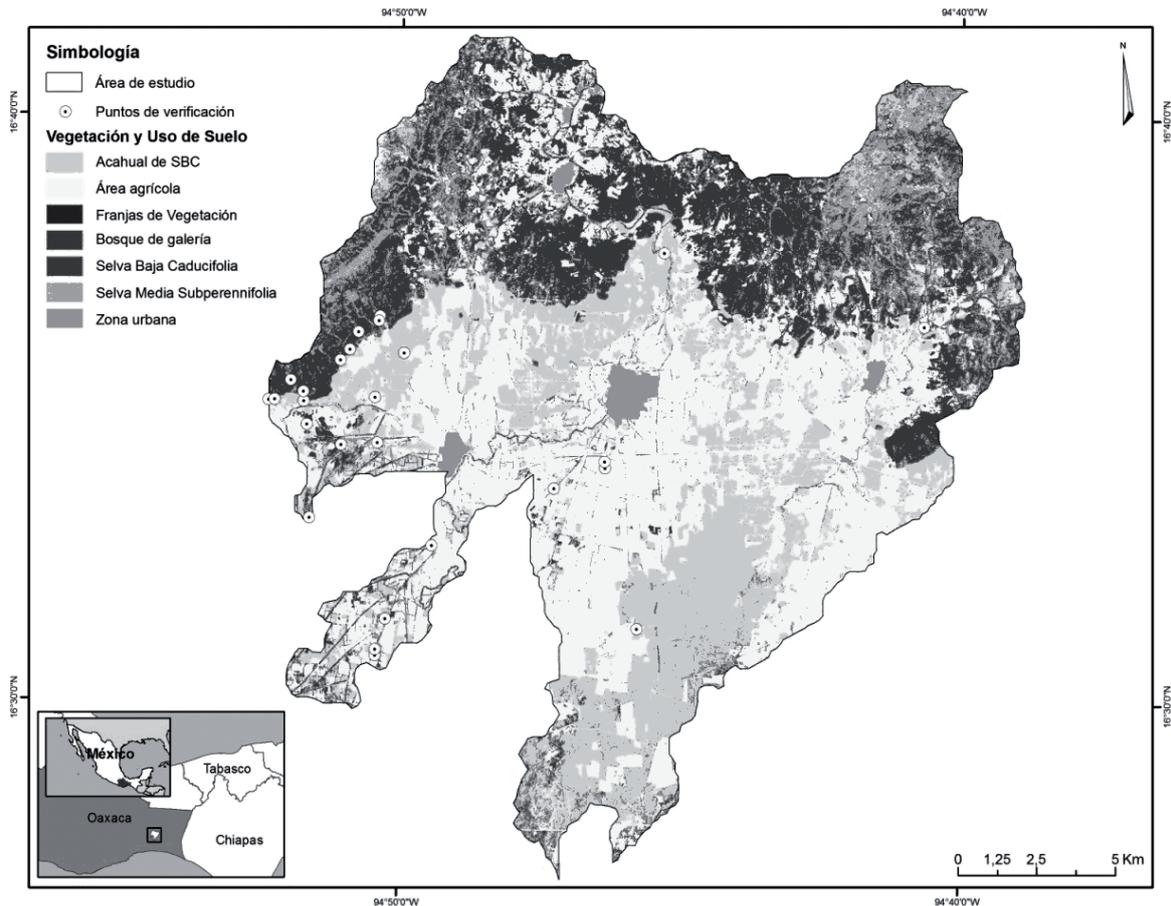


Figura 1. Elementos del paisaje y su representatividad.

escalonada, lo que se interpreta como comunidades más homogénea donde todas las especies están distribuidas con una mayor equidad y con pocas especies dominantes o raras.

La especie más abundante a nivel del paisaje fue *Glossophaga soricina*; sin embargo, esta especie sólo fue la de mayor abundancia en la VP, teniendo el cuarto lugar en abundancia en los demás elementos de paisaje (Figura 2). El caso contrario se observó para *Pteronotus parnellii*, ya que su abundancia cambió respecto al elemento de paisaje. En el BG, *P. parnellii* se ubicó en el primer puesto, mientras que en el ASBC ocupó el último lugar y en la VP se posicionó de manera intermedia en las mediciones de abundancia. Por otro lado, *Artibeus jamaicensis*, aunque presentó una abundancia significativa en todos los elementos del paisaje, en ninguno fue la especie más abundante.

Se registró un alto recambio de especies de murciélagos entre los elementos del paisaje más diversos florísticamente hablando (vegetación primaria y bosque de galería, en comparación con los otros elementos más antropizados).

Se registró un alto recambio de especies de murciélagos entre los elementos del paisaje más diversos florísticamente hablando (vegetación primaria y bosque de galería, en comparación con los otros elementos más antropizados).

Discusión

Los patrones de riqueza y diversidad de murciélagos reportados en nuestro estudio aportan ideas para entender el papel que juegan los distintos elementos del paisaje en la región de La Venta, Oaxaca. Debemos resaltar los ensambles descri-

Cuadro 1. Complementariedad de especies de plantas en los seis elementos del paisaje con respecto al estimador Chao 1 y sus Intervalos de Confianza (CI).

Elemento	Especies Observadas	% registrado	Estimador		
			95% CI (Límite inferior)	Promedio	95% CI (Límite superior)
Selva mediana subperennifolia	150	79	170	191	230
Selva baja caducifolia	123	51	176	241	385
Bosque de galería	97	68	118	142	195
Acahual de SBC	84	79	92	106	140
Franjas de vegetación	49	84	52	58	81
Área agropecuaria	10	77	11	13	32

tos en la vegetación primaria y el bosque de galería, que definitivamente están constituidos por especies con mayores requerimientos de hábitat para los murciélagos (estructura y composición de plantas) y, por lo tanto, presentaron una mayor diversidad α , y al mismo tiempo están contribuyendo de manera significativa a la diversidad de murciélagos en una escala del paisaje, a pesar de su poca representatividad dentro del mismo. Los otros elementos de paisaje (ASBC y AGRO) aportaron especies de murciélagos que se sabe son más resistentes a las perturbaciones de su hábitat y pueden sobrevivir en el paisaje si éste aún conserva ciertos elementos que les permita satisfacer sus necesidades de alimentación y refugio.

Con base en los resultados obtenidos en nuestra investigación se pueden subrayar las siguientes conclusiones:

- En el paisaje estudiado se identificaron seis elementos de paisaje (no se incluyeron las zonas urbanas). El AGRO es el elemento que cubre la mayor superficie, constituyéndose como la matriz del paisaje. En esta matriz antropogénica constituida por las áreas agropecuarias se encuentran esparcidos fragmentos de SBC, SMS, ASBC, FG y BG.
- A pesar que el paisaje en estudio muestra un alto grado de antropización cuya configuración actual ha sido producto de factores de cambio relacionados con el desarrollo agropecuario y recientemente por el impulso de un proyecto de desarrollo eólico, la cantidad de hábitat disponible para los murciélagos es mayor del 30% teórico distribuido entre elementos como la SMS, SBC, ASBC y BG, que en su conjunto acumulan más de

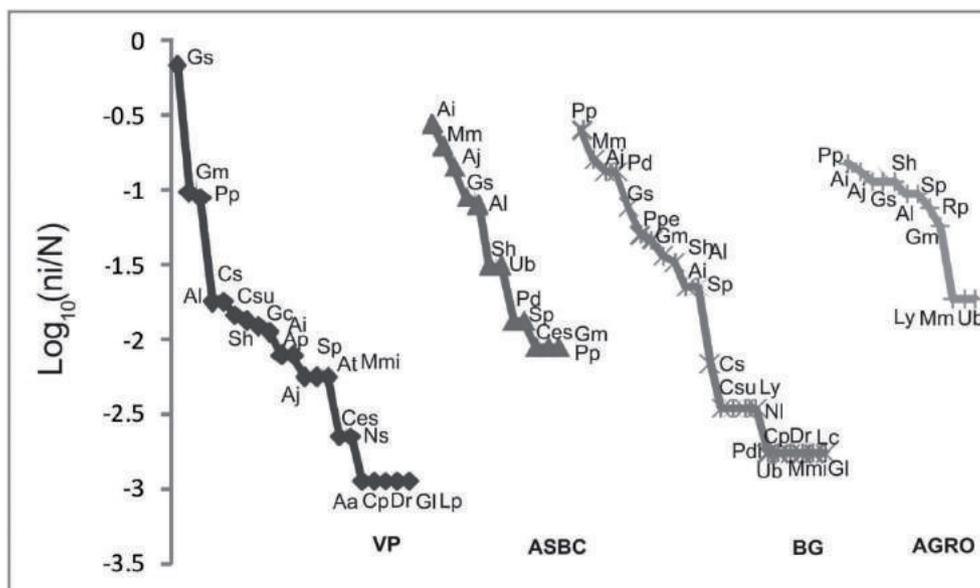


Figura 2. Gráfico de rango abundancia que muestra la estructura de las comunidades registradas en cada elemento de paisaje. VP= vegetación primaria, ASBC= Acahual de selva baja caducifolia, BG= bosque de galería, AGRO= Área agropecuaria. Las iniciales de las especies de murciélagos corresponden a: Gs=*Glossophaga soricina*, Gm= *G. morenoi*, Pp= *Pteronotus parnellii*, Al= *Artibeus lituratus*, Cs= *Carollia sowelli*, Csu= *C. subrufa*, Gc= *Glossophaga commissarisi*, Ai= *Artibeus intermedius*, Ap= *A. phaeotis*, Sh=*Sturnira hondurensis*, Sp= *S. parvidens*, Aj= *Artibeus jamaicensis*, Mmi= *Miconycteris microtis* At= *A. toltecus*, Mm= *Mormoops megalophylla*, Ces= *Centurio senex*, Ns= *Natalus stramineus*, Aa= *Artibeus aztecus*, Cp= *Carollia perspicillata*, Dr= *Desmodus rotundus*, Gl= *Glossophaga leachii*, Lp= *Lophostoma brasiliense*, Ub= *Uroderma bilobatum*, Pd= *Pteronotus davyi*, Ppe= *P. personatus*, Ly= *Leptonycteris yerbabuena*, Nl= *Noctilio leporinus*, Pdi= *Phyllostomus discolor*, Lc= *Lasiurus cinereus* y Rp= *Rhogeessa parvula*.

50% de la superficie del paisaje en estudio.

- Se observó un fuerte recambio de especies de plantas entre los elementos del paisaje que coincide con lo que se ha documentado para las selvas secas donde hay un fuerte recambio de especies entre localidades de muestreo.
- En total, se registraron 30 especies que representan el 48% de las especies de murciélagos que se han registrado para la región del Istmo de Tehuantepec. La riqueza registrada es notable tomando en cuenta el alto grado de antropización de paisaje estudiado.

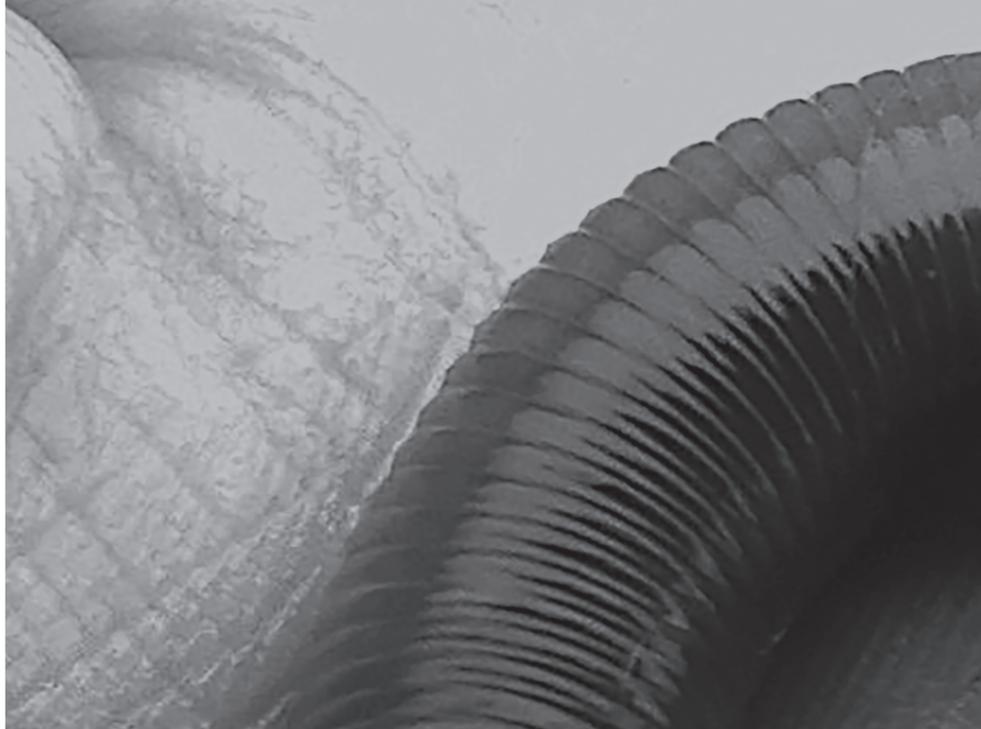
Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

- Duffy, J. E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 6: 680–687.
- Gardner, T. a., J. Barlow, R. Chazdon, R. M. Ewers, C. a. Harvey, C. a. Peres y N. S. Sodhi. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity

- in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12: 561–582.
- Gentry, A. H. 1982. Of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*, 15: 1–84.
- Gentry, A. H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75: 1–34.
- Hobbs, R. J., E. Higgs y J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24: 599–605.
- Jones, G., D. Jacobs, T. Kunz, M. Willig y P. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8: 93–115.
- Kunz, T. H. y M. Fenton. 2003. *Bat ecology*. University of Chicago Press. Chicago & London. 798 p.
- Sánchez, S., C. Arturo, F. Martínez e I. A. C. A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. Pp. 75–129. En *Capital natural de México Vol II: estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO. México.
- Schipper, J., J. S. Chanson y F. Chiozza. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322: 225–230.



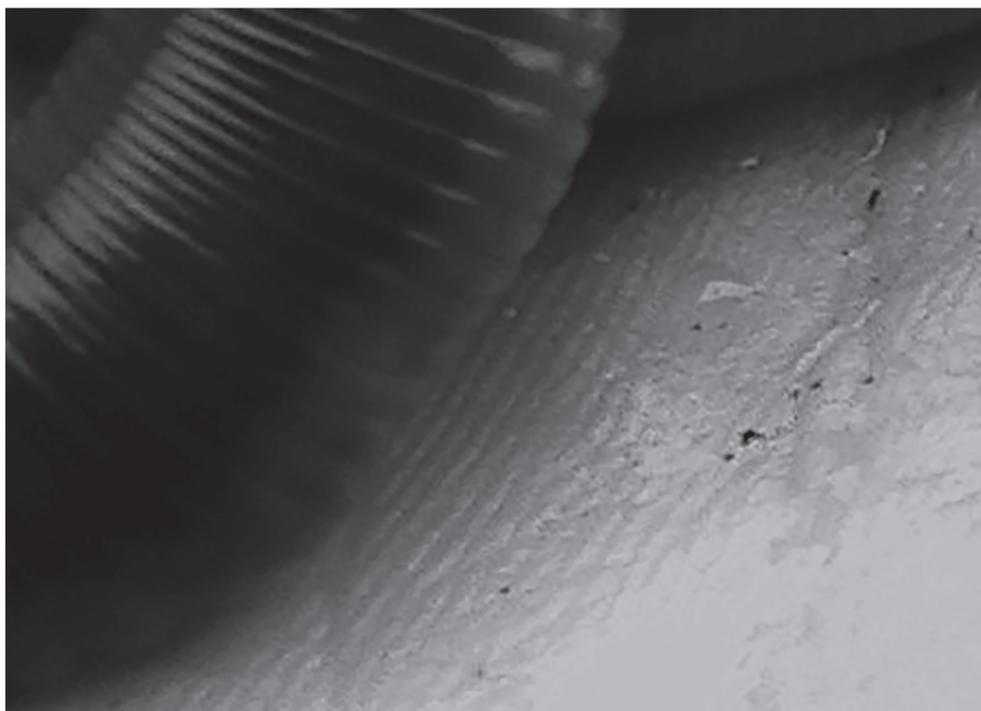
Comunidades de especies nativas de lombrices de tierra en la región de Nochixtlán-Tilantongo, Oaxaca

Dionicio Juárez Ramón^{1*}, Martha Denice Mendoza Valero²,
Jesús Francisco López Olguín¹

¹ Cuerpo Académico Manejo Sostenible de Agroecosistemas, Centro de Agroecología, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, Pue.

² Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

*Correo electrónico: dionicio.juarez@correo.buap.mx



Resumen

Se describen las comunidades de especies nativas de lombrices de tierra de cinco diferentes ambientes de la región de Nochixtlán - Tilantongo, Oaxaca: bosque de encino, pastizal, cultivo de trigo, parcela abandonada de 5 años de edad y parcela en rehabilitación con 25 años de recuperación. Como resultados se registraron cuatro especies nativas de México de la familia Megascolecidae, tres de la categoría endógea y una epigea. En el pastizal se registró la mayor densidad y biomasa de lombrices, y junto con el bosque, la mayor diversidad. Se considera que la especie nativa uno, por ser la más abundante y estando presente en la mayoría de los ambientes estudiados, es una especie potencial para integrarla a los procesos de rehabilitación de suelos fuertemente erosionados de la región de estudio. Para todas ellas, es necesaria la intervención científica para la búsqueda de métodos y técnicas de reproducción y así evitar su extinción, debido a que actualmente sobreviven en espacios cada vez más reducidos amenazados por la erosión hídrica acelerada del suelo.

Palabras clave: Lombrices de tierra, especies nativas, pérdida de hábitats.

Introducción

Los estudios de las comunidades de lombrices de tierra (Crasiclitellata, Annelida) son muy importantes debido a que éstas influyen directamente en la dinámica y procesos edáficos, ya que incorporan la hojarasca al suelo, descomponen los materiales orgánicos, airean y reciclan nutrimentos; por ello se han estudiado en áreas tropicales (Lavelle *et al.*, 1998; Brown *et al.*, 1999) y templados (Hendrix y Edwards, 2004). Con los resultados obtenidos se han diseñado y aplicado estrategias

de introducción de algunas especies para rehabilitar y mejorar la fertilidad de los suelos (Lavelle *et al.*, 1998, Senapati *et al.*, 1999).

Las lombrices de tierra son gusanos terrestres segmentados, hermafroditas, con simetría bilateral, quetas, clitelo, sistema vascular cerrado y respiración cuticular (Edwards y Bohlen, 1995), están clasificadas dentro del Phylum Annelida, clase Clitellata, subclase Oligochaeta, agrupadas en 11 familias (Jamieson, 1988). Fragoso (2001) afirma que hay más de 3,600 especies descritas a

nivel mundial, aunque la riqueza total de especies puede exceder las 7,000.

Por el origen geográfico de las lombrices de tierra, se reconocen aquellas que tienen hábitos peregrinos y son capaces de invadir otros territorios convirtiéndose en exóticas en esos lugares (Fragoso y Rojas, 2009), en donde tienden a desplazar a las especies autóctonas, incluso éstas nativas no pueden competir con la capacidad reproductiva de las invasoras.

México, siendo un país biodiverso, cuenta con especies de lombrices de tierra que son de categoría ecológica epigea o endogea (Bouche, 1972); las primeras viven y se alimentan de la hojarasca, con características de cuerpo pigmentado en la parte superior; mientras que las segundas son geófagas, de color claro. En el mundo existen otras especies que se alimentan de la hojarasca, pero su vida se desarrolla dentro del suelo (anécicas), sólo que éstas no se han encontrado en la región central de México.

La importancia del estudio de las lombrices de tierra radica en que son transformadores de la hojarasca, aceleran la descomposición para liberar nutrientes útiles para las plantas a través de sus deyecciones, y permiten la difusión de microorganismos mediante las galerías que construyen en el suelo, convirtiéndolas en ingenieros del ecosistema (Jones *et al.*, 1994), lo que hace que sean integradas a procesos de rehabilitación de suelos (Fragoso y Rojas, 2012), como bioindicadores del grado de perturbación de los ecosistemas y agroecosistemas, así como para incrementar la fertilidad del suelo (Edwards y Bohlen, 1995; Fragoso y Reynolds, 1997; Lavelle *et al.*, 1998; Bohlen, 2002).

En México, los ambientes naturales contienen mayor número de especies nativas y las exóticas son dominantes en ambientes antropizados (Fragoso y Rojas, 2014). Las comunidades de lombrices de tierra, por ser dominantes en biomasa sobre los demás organismos del suelo y por los efectos ecológicos que producen, pueden ser importantes para la rehabilitación de áreas de suelo degradadas. En la región de Nochixtlán-Tilantongo, Oaxaca, el Centro de Desarrollo Integral Campesino de la Mixteca (CEDICAM) busca recursos naturales y métodos adecuados para integrarlos a procesos de rehabilitación del suelo, por lo que el presente estudio contribuye al conocimiento de las especies nativas de las lombrices de tierra, con el objeto de aportar información relevante para la rehabilitación y conservación de los suelos en esa región.

Método

Se seleccionó la región de Nochixtlán-Tilantongo, Oax., debido a que presenta condiciones severas de erosión hídrica de los suelos, a pesar de las altas restricciones de disponibilidad de humedad en gran parte del año, condiciones difíciles para muchas especies de lombrices de tierra. El área de estudio comprendió una superficie total aproximada de 18 km², localizada en la mixteca alta, entre las coordenadas 17° 28' N - 97° 12' O y 17° 15' N - 97° 18' O, con altitudes entre 1,900 a 2,150 msnm y con un clima templado, con régimen térmico subhúmedo, con lluvias en verano, observando una temperatura media de 15.7 °C y una precipitación de 461 mm al año. Los suelos son de tipo cambisol cálcico, con baja cantidad

de cubierta vegetal, debido a efectos antropogénicos y un bajo nivel de recuperación por falta de humedad.

Con el fin de detectar las especies de lombrices de tierra en la región de estudio, se ubicaron cinco diferentes ambientes (Figura 1): bosque de encino (B), pastizal (P), cultivo de trigo (C), parcela abandonada de 5 años (PA) y parcela en rehabilitación reforestada de 25 años de edad (PR). El estudio se realizó al final de la temporada de lluvias (agosto), registrando variables biológicas y ambientales.

En cada ambiente, el muestreo se realizó ubicando un transecto en sentido perpendicular a la pendiente, aplicando el método TSBF -Tropical Soil Biology and Fertility- (Anderson e Ingram, 1993), el cual consiste en realizar cinco monolitos (muestras) de 25 x 25 x 30 cm de profundidad, separados a cada cinco metros de distancia. De ellos se extrajeron a mano todas las lombrices de tierra, las cuales fueron fijadas en solución de formol al 4%. De la superficie de cada monolito se colectó la hojarasca en bolsas de plástico y se trasladaron a laboratorio para estimar la materia seca. De cada monolito, se extrajo una muestra de suelo para la estimación de pH y contenido de humedad, ambos

datos se obtuvieron en el laboratorio; así como la estimación de la temperatura del suelo y del ambiente. La temperatura ambiental y del suelo y el contenido de humedad del suelo se midieron en agosto, noviembre y marzo, a fin de detectar las variaciones ambientales anuales a las que están sometidas las especies de lombrices de tierra.

Las lombrices de tierra colectadas se cuantificaron, pesaron e identificaron hasta especie o morfoespecie, siguiendo las claves citadas por Reynolds (1977) y Blakemore (2010), además de la obtención de datos de densidad (individuos m⁻²) y biomasa en fresco (g m⁻²) y de categorías ecológicas y origen (nativas o exóticas).

Los datos de densidad y biomasa obtenidos fueron sometidos a análisis de varianza de una sola vía, para detectar diferencias entre los cinco ambientes, haciendo comparaciones de medias mediante la prueba de Tukey ($P = 0.5$) (Zar, 2009), y las respectivas correlaciones de variables biológicas con variables ambientales.

Resultados

Especies. En la región de estudio se contabilizaron seis especies de lombrices de tierra, cuatro especies nativas (morfoespecies) pertenecientes a

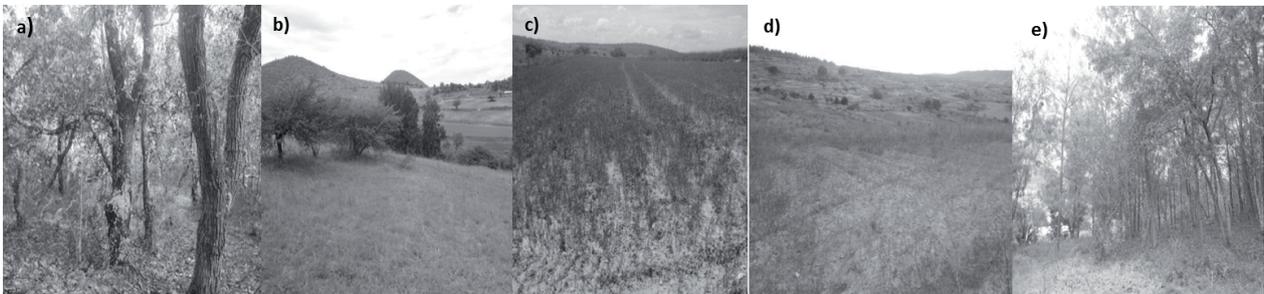


Figura 1. Ambientes de estudio: a) bosque de encino, b) pastizal, c) cultivo de trigo, d) parcela abandonada de 5 años, después de ser cultivada con trigo o maíz, la cual presenta pastos de ciclo anual y e) parcela en rehabilitación con especies arbóreas de (*Alnus sp.* y *Pinus sp.*), reforestada de 25 años de edad.

la Familia Megascolecidae: tres de la Subfamilia Acanthodrilinae y una de la Subfamilia Megascolecinae, tribu Dichogastrini (Fragoso, 2001) (Figura 2); y dos especies exóticas (*Eisenia rosea* y *Octolasion cyaneum*) encontradas solamente en el ambiente pastizal. De las seis especies encontradas, solo una de ellas pertenece a la categoría epigea, registrándose un solo ejemplar en el Bosque, en donde se encontró la mayor cantidad de hojarasca (Cuadro 1).

De los ambientes estudiados, el bosque presentó la mayor riqueza de especies, concentrando las cuatro morfo-especies de lombrices de tierra nativas encontradas, seguido de la parcela en rehabilitación y el pastizal con dos más cada uno; aunque en el pastizal también se registraron las dos especies exóticas ($F_{4,20} = 5.2006$, $P = 0.00253$; Cuadro 2).

Densidad y Biomasa totales. De todas las especies registradas, la morfoespecie nativa 1 fue la de mayor capacidad de adaptación porque se encontró en todos los ambientes estudiados, a pesar de las condiciones restrictivas de humedad en los ambientes antropizados.

El análisis de varianza de la densidad de lombrices de tierra mostró diferencias significativas entre los diferentes ambientes ($F_{4,20} = 4.0$; $P < 0.01$), siendo el pastizal en donde se registraron 264 individuos m^{-2} , seguido del bosque con 176, en tanto el área en cultivo, la parcela abandonada y la de rehabilitación, tuvieron 59.4, 12.8 y 51.2, respectivamente. Con la variable biomasa ($F_{4,20} = 3.6$; $P < 0.01$), también se presenta el mismo patrón, siendo el bosque y el pastizal los ambientes con valores más altos (Cuadro 2).

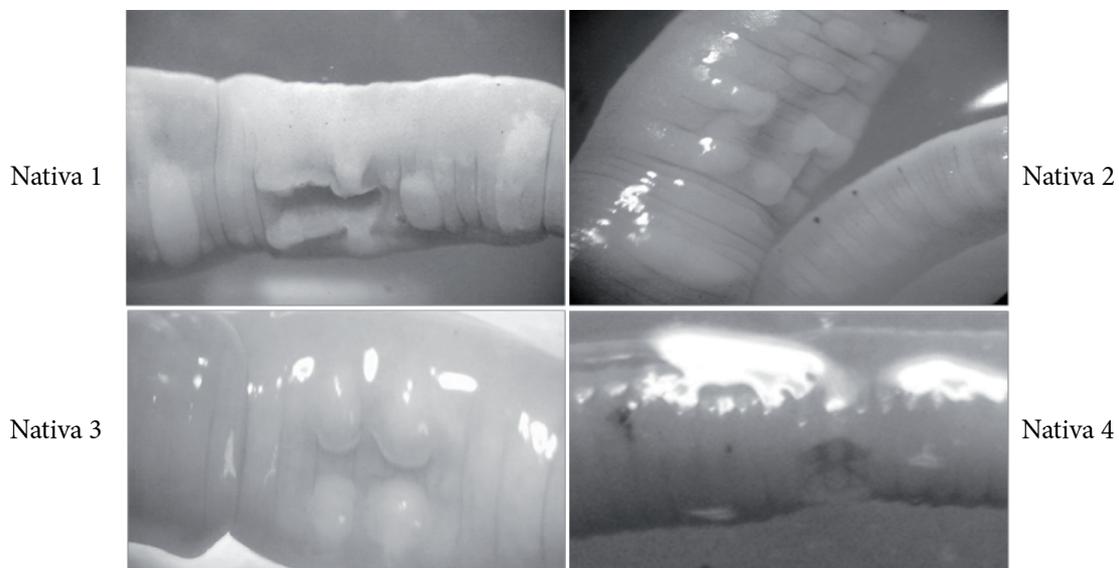


Figura 2. Especies nativas encontradas en los diferentes ambientes de estudio, en la región Nochixtlán-Tilantongo, Oaxaca. Familia Megascolecidae, Subfamilia Acanthodrilinae (Nativa 1, Nativa 2, Nativa 3); Subfamilia Megascolecinae, tribu Dichogastrini (Nativa 4).

Cuadro 1. Distribución de las especies de lombrices de tierra, en la región Nochixtlán-Tilantongo, Oaxaca, por su origen y por categorías ecológicas. Bosque de encino (B), pastizal (P), cultivo de trigo (C), parcela abandonada de 5 años (PA) y parcela en rehabilitación reforestada de 25 años de edad (PR).

	B	P	C	PA	PR
Epigeas	1	0	0	0	0
Endogeas	3	4	1	1	2
Nativas	4	2	1	1	2
Exóticas	0	2	0	0	0

Factores ambientales. El cultivo y el pastizal presentan las mayores restricciones de humedad en el suelo, particularmente en la época seca (marzo), cuando disminuye en todos los ambientes, mientras que el bosque y la parcela en rehabilitación (actualmente casi bosque), presenta las mejores condiciones ambientales de humedad ($F_{4,20} = 9.5$; $p < 0.00$) (Figura 3). Esta humedad puede estar relacionada con la temperatura del suelo ($F_{4,20} = 18.3$; $p < 0.00$) la cual es mayor en el

pastizal y en el cultivo, especialmente en la época seca, en el mes de marzo.

La presencia de hojarasca fue significativamente mayor en bosque y en la parcela en rehabilitación ($F_{4,20} = 20.7$; $P < 0.00$). El bosque puede ser el ambiente más estable, también el único ambiente en donde el pH es más bajo, en donde se encontró la única especie nativa de lombriz de tierra epigea registrada (Figura 3).

Cuadro 2. Valores relativos (%) y biomasa (g m^{-2}) de las especies de lombrices de tierra registradas, en los diferentes ambientes en estudio. n.s.= no significativo.

Especie	%	B	P	C	PA	PR	ANOVA (F y p)
Nativa 1	63.7	14.41	12.32	3.58	0.33	2.11	n.s.
Nativa 2	4.4	0.79	1.50	0.00	0.00	0.00	n.s.
Nativa 3	22.2	3.98	0.00	0.00	0.00	7.42	n.s.
Nativa 4	0.9	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00	n.s.
<i>Octolasion cyaneum</i>	4.8	0.00	2.48	0.00	0.00	0.00	n.s.
<i>Eisenia rosea</i>	4.1	0.00	2.09	0.00	0.00	0.00	n.s.

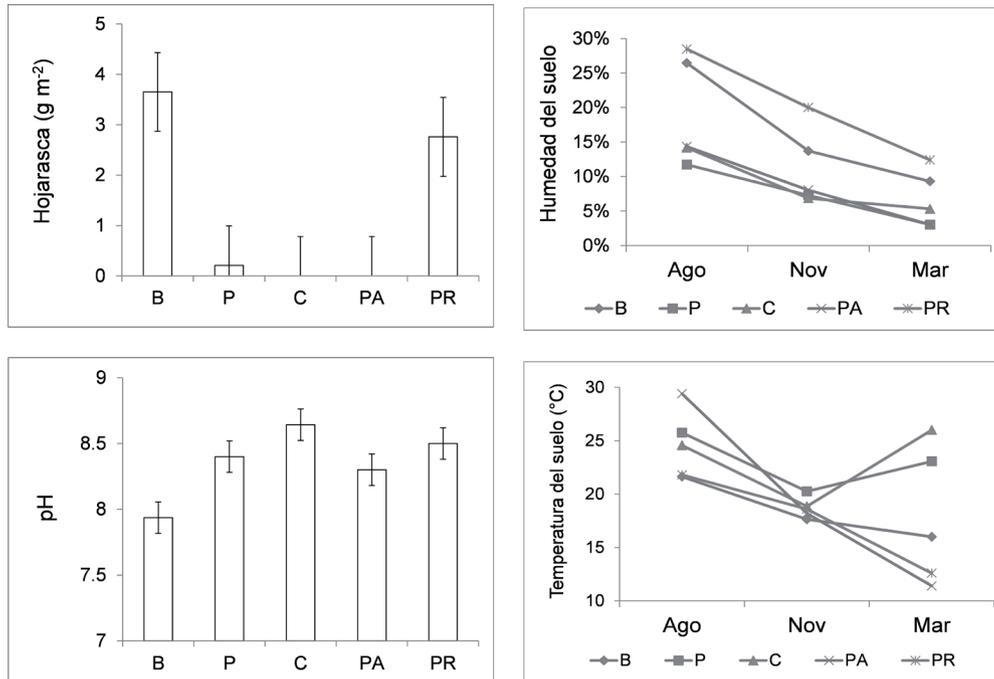


Figura 3. Factores ambientales de mayor influencia en las comunidades de lombrices de tierra, en los ambientes estudiados. Bosque de encino (B), pastizal (P), cultivo de trigo (C), parcela abandonada de 5 años (PA) y parcela en rehabilitación reforestada de 25 años de edad (PR).

Discusión

En la región de Nochixtlán-Tilantongo, la morfoespecie de lombriz de tierra Nativa 1 se encontró en todos los ambientes y con una biomasa similar en todos ellos, posiblemente esta tenga mejores capacidades para resistir las restricciones de humedad en la región, tomando en cuenta que esta variable es el factor ambiental que determina la distribución de las lombrices de tierra (Edwards y Bohlen, 1995; Fragoso y Reynolds., 1997; Bohlen, 2002; Fragoso y Rojas, 2010).

Llama especial atención que en la parcela en rehabilitación con 25 años de edad, la comunidad de lombrices de tierra aun no presentan las características de las del bosque de encino, por cuanto es posible que de este tipo de bosque pro-

venga, debido a que en la zona circundante sólo se observan árboles aislados y grupos de árboles de encino. Las condiciones actuales que presentan las comunidades de lombrices de tierra en ese ambiente, puede ser producto de una evolución acorde a la velocidad de crecimiento de la cubierta vegetal de las especies de *Pinus* sp. y *Alnus* sp. introducidas, las cuales no rebasan los 8 metros de altura; además porque González-Velasco (2013) considera que la hojarasca de *Alnus* pudiera contener sustancias no muy palatables para las lombrices, ello significa que en la rehabilitación con lombrices de tierra, también influyen las especies vegetales que intervienen en la sucesión vegetal. En otros estudios se ha observado que con la presencia de hojarasca de *Quercus*, las co-

comunidades de lombrices de tierra se incrementan (Fragoso, 2001 y González-Velasco, 2013), aunque no similares a las áreas tropicales húmedas (Fragoso y Rojas, 2014).

Otro aspecto importante es la velocidad de crecimiento de la cubierta vegetal, por ejemplo, un árbol de *Quercus* sp. de escasos 6 metros de altura en la región de estudio, solamente presenta un diámetro de 22 cm y posiblemente una edad de más de 400 años. Estas limitaciones de recuperación de los bosques de *Quercus* hacen que la capacidad de regeneración del ambiente natural sea lenta y esto puede influir en la velocidad de recuperación de las poblaciones de lombrices de tierra. Y si estos ambientes presentan a la vez una alta velocidad de pérdida de suelo por erosión, la permanencia de las especies nativas de lombrices de tierra encontradas puede estar amenazada y solamente la morfoespecie nativa 1 pudiera integrarse y contribuir a un proceso de rehabilitación de los ecosistemas.

La rehabilitación de ecosistemas, utilizando a la morfoespecie nativa 1 como formadora de suelo, puede requerir de individuos disponibles para ser reintroducidos a esas áreas, por lo que será necesario realizar la búsqueda de métodos y técnicas de reproducción. Con ello se lograrían dos aspectos: 1) evitar la extinción de las especies nativas encontradas; y 2) tener material biológico disponible para su inoculación en áreas de baja densidad poblacional, como se realizó en las plantaciones de té en la India (Lavelle *et al.*, 1998; Senapati *et al.*, 1999).

En los sitios en donde todavía se localizan lombrices de tierra, se puede acceder a procesos

de estimulación de las poblaciones, mediante métodos de control de la erosión del suelo, establecimiento de pastizales y formación de una cubierta vegetal permanente aportadora de hojarasca palatable para las lombrices de tierra. Es posible que todas estas actividades también tengan efectos positivos para la población humana de esa región.

Conclusiones

Debido a que se encontró en todos ambientes estudiados, la morfoespecie de lombriz de tierra nativa 1 sería propicia para integrarla a los procesos de rehabilitación de ecosistemas y agroecosistemas de toda la región.

Es posible que la región Nochixtlán-Tilantongo sea un santuario de especies nativas de lombrices de tierra, a pesar de las severas condiciones de pérdida de suelo por efectos de erosión hídrica y por la baja importancia (8.9%) que representan las lombrices exóticas de la densidad total de lombrices de tierra registradas.

Se califica a la región de Nochixtlán-Tilantongo en peligro latente de amenaza de especies nativas, por efectos de antropización del suelo, por la erosión y por el inicio de una invasión de especies exóticas, especialmente en el ambiente pastizal.

Sería conveniente instaurar estrategias de acción para conservar, lo que sería un patrimonio del estado de Oaxaca y de la nación, dentro del marco de la conservación de la biodiversidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT

clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar; al CEDICAM, por el apoyo que brindó para la realización del presente estudio; y a la Vicerrectoría de Investigación y Estudios de Posgrado de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, por su financiamiento.

Literatura citada

- Anderson, J. M. y J. S. I. Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility: a handbook methods. C.A.B. International. Wallingford, Oxford, UK.
- Blakemore, R. J. 2010. Cosmopolitan Earthworms – an eco-taxonomic guide to the peregrine species of the world (4th Edition). VermEcology, Japan.
- Bohlen, P. 2002. Earthworms. Pp. 370-373. En Lal. R. (Ed). Encyclopedia of Soil Science. Marcel Dekker Inc. New York, USA.
- Bouché, M. 1972. Lombriciens de France. Ecologie et systématique. Annales de Zoologie et Ecologie Animale, Numéro 72-2 (hors-série). Institut National de la Recherche Agronomique, París.
- Brown, G., B. Pashanasi, C. Villenave, J. C. Patrón, B. K. Senapati, S. Giri, I. Barois, P. Lavelle, E. Blanchart, R. J. Blakemore, A. V. Spain y J. Boyer. 1999. Effects of earthworms on plant production in the tropics. Pp. 87-147. En Lavelle P., L. Brussaard, P. Hendrix (Eds.). Earthworm management in tropical agroecosystems. C.A.B.I. Wallingford, Oxford, UK.
- Edwards, C. A. y P. L. Bohlen. 1995. Biology and Ecology of Earthworms. Chapman & Hall. Ed. 3^a, Springer, UK.
- Fragoso, C. y J. W. Reynolds. 1997. On some earthworms from central and southeastern Mexican mountains, including two new species of the genus *Dichogaster* (Dichogastrini). *Megadrilogica*, 7: 9-19.
- Fragoso, C. 2001. Las lombrices de tierra de México (Oligochaeta; Annelida): diversidad, ecología y manejo. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s), Número especial 1: 131-171.
- Fragoso, C. y P. Rojas 2009. Invasiones en el suelo: la lombriz de tierra *Pontoscolex corethrurus* y la hormiga *Selenopsis geminata* en los ecosistemas tropicales de México. Pp. 81-118. En López-Olguín J.F., A. Aragón y A. M. Tapia. (Eds.). Manejo agroecológico de sistemas. I Simposio en Manejo Agroecológico de Sistemas. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- Fragoso, C. y P. Rojas. 2010. La biodiversidad escondida. La vida microcósmica en el suelo. Pp 90-134. En Toledo, V. (Coord.). La biodiversidad de México. Inventarios, manejos, usos, informática, conservación e importancia cultural. FCE, CONACULTA. México.
- Fragoso, C. y P. Rojas 2012. Monitoreo ecológico de una cantera rehabilitada por cementos Holcim Apasco en Veracruz. INECOL y Holcim Apasco. México.
- Fragoso, C. y P. Rojas 2014. Biodiversidad de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta: Crassicitellata) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 197-207.

- Hendrix, P. F. y C. A. Edwards. 2004. Earthworms in Agroecosystems: Research Approaches, pp. 287-296. En C.A. Edwards (ed). Earthworm Ecology. CRC Press. Boca Raton. Florida.
- Jamieson, B. G. M. 1988. On the phylogeny and higher classification of the Oligochaeta. *Cladistics*, 4: 367-400.
- Jones, C. G., J. H. Lawton y M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.
- González-Velasco, A. R. 2013. Comunidades de lombrices de tierra en un gradiente altitudinal en la vertiente oriente, entre los volcanes Iztaccihuatl y Popocatepetl. Tesis de licenciatura. Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México.
- Lavelle, P., I. Barois, E. Blanchart, G. Brown, L. Brussard, T. Decaens, C. Fragoso, J. Jiménez, J. Kanyonyo, M. Martínez, A. Moreno, B. Pashanasi, B. Senapati y C. Villaneve. 1998. Earthworms as a resource in tropical agroecosystems. *Nature and Resources*, 34: 26-41.
- Reynolds, J. W. 1977. The Earthworms (Lumbricidae and Sparganophilidae) of Ontario. Life sciences miscellaneous publications. Royal Ontario Museum. Toronto, Canada. 141 p.
- Senapati, B. K., P. Lavelle, P. K. Panigrahi, S. Giri, y G. G. Brown. 1999. Case study A1. Soil Fauna and organic fertilizers in tea gardens of Tamil Nadu, India. FAO. Disponible en: <http://www.fao.org/landandwater/agll/soilbiod/cases/caseA1.pdf>
- Zar, J. H. 2009. Biostatistical analysis. Prentice & Hall. USA.



Diversidad avifaunística en agroecosistemas dedicados al cultivo de aguacate en la región de Uruapan, Michoacán, México

Carolina Hernández Maya y Javier Salgado Ortiz*

Laboratorio de Ornitología, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo Morelia, Michoacán. *Correo electrónico: javo_salgado@yahoo.com.mx

Spizella passerina. Foto: Rubén Pineda



Resumen

El estado de Michoacán incluye la región productora de aguacate Hass (*Persea americana*) más importante a nivel nacional y mundial; sin embargo, esto ha generado una reducción importante en la superficie forestal de bosques templados y por consiguiente, la pérdida de biodiversidad. El objetivo de este estudio fue determinar la riqueza y abundancia de aves en paisajes dedicados al cultivo de aguacate bajo dos condiciones de manejo; huertos inmersos entre fragmentos remanentes de bosque (HAB) y en ausencia de estos (HA). Con base a técnicas de censos poblacionales, búsqueda intensiva y captura con redes, aplicadas a intervalos mensuales, en dos años consecutivos se registraron un total de 128 especies, de las cuales 118 (92%) fueron para HAB y 62 (48%) para HA, habiendo diferencias significativas en la diversidad alpha de Fisher (15.4 para HA, y 23.8 para HAB). La composición de las especies más abundantes varió entre tipos de huerta, siendo las especies de HA más afines a zonas urbanas. Concluimos que las prácticas de manejo de huertas que incluyan remanentes de bosque, son mejor alternativa no sólo para las aves sino por los beneficios y servicios ambientales como control de plagas para mantener huertas más saludables.

Palabras Clave: Avifauna, huertos de aguacate, Michoacán, agroecosistemas.

Introducción

En México, la alta tasa de deforestación de bosques y selvas ha ocasionado que un número considerable de especies de flora y fauna estén sufriendo disminuciones poblacionales drásticas, incrementándose cada vez más la proporción de especies en riesgo de extinción (Sarukhán *et al.*, 2009). Aunque las áreas naturales protegidas (ANP) han surgido como una solución para la conservación de la biodiversidad, éstas no serán suficientes pues la mayor proporción de áreas naturales quedarán sin ningún estatus de protección legal. A lo largo y ancho del país, aún es común

encontrar; sin embargo, paisajes antropogénicos heterogéneos integrados por parches de vegetación nativa o secundaria con diferentes grados de perturbación, intercalados con áreas de cultivo. En el contexto de la conservación de biodiversidad, éstas áreas pueden ser muy importantes, además de la producción de alimentos, como complemento para la conservación de especies silvestres y de importancia cultural (Sans, 2007).

El estado de Michoacán se considera entre las entidades biológicamente más ricas del país, ocupando el quinto lugar en cuanto a la riqueza

de especies de flora y fauna (CONABIO, 2007). Por otro lado, se ha destacado históricamente por su vocación forestal gracias a sus extensiones de bosques de coníferas; no obstante, hoy en día estas se han visto negativamente afectadas por el “Boom” del cultivo de aguacate Hass (*Persea americana*), el cuál se ha constituido como uno de los estímulos económicos más poderosos, propiciando la deforestación masiva de más de 100,000 ha de bosques templados en el estado (Toledo *et al.*, 2009).

El objetivo principal de este estudio fue determinar la riqueza y abundancia de aves en paisajes dedicados al cultivo de aguacate bajo dos condiciones de manejo, diferenciados por la presencia-ausencia de bosque de coníferas remanente adyacente a las huertas.

Métodos

El estudio se llevó a cabo en los municipios que integran la franja más importante de producción de aguacate en Michoacán (Ziracuaretiro, Taretan, Nuevo San Juan Parangaricutiro y Uruapan). Se seleccionaron dos tipos de tratamiento de huertas: 1) huertas ubicadas en sitios con fragmentos remanentes de bosque de Pino-Encino (en adelante HAB) y 2) huertas extensivas en ausencia de remanentes de bosque (en adelante HA).

A partir de julio del 2008 y hasta marzo del 2010, realizamos visitas mensuales a los sitios donde registramos especies y abundancia a lo largo de caminos de terracería entre huertas. Utilizamos tres técnicas de muestreo: 1) conteos por punto de radio fijo de 25 m con duración de 5 min, 2) búsqueda intensiva y 3) captura con redes

ornitológicas. La riqueza de especies se describe como el total de especies sin distinción de hábitat y por tipo de hábitat por separado. La riqueza observada, se contrastó con la riqueza esperada, utilizando el estimador de Chao1. La diversidad alfa (α) se midió con el índice alfa de Fisher y para la diversidad β se utilizó el índice de Morisita-Horn. Se elaboraron curvas de rango abundancia para comparar los patrones de dominancia entre hábitats. La abundancia relativa de aves entre tipos de huerta se comparó con base al promedio de individuos registrados por conteo utilizando la prueba no paramétrica de Wilcoxon con el programa JMP 8.0 (SAS Institute, 2008). Se empleó el programa EstimateS (Colwell, 2006) para los cálculos de riqueza esperada e índices de diversidad. Cada especie se clasificó dentro de uno de seis gremios tróficos (insectívoro, granívoro, frugívoro, nectarívoro, omnívoro y carnívoro) con base en el alimento principal documentado de acuerdo a la clasificación propuesta por Ehrlich *et al.* (1998).

Resultados

Se registró un total de 128 especies durante el estudio, correspondiendo a 23% de las especies registradas para Michoacán. La riqueza de aves fue mayor en HAB con 118 especies (92%), siendo de 62 (48%) en HA. Del total general, el 77% (99 especies) correspondió a especies residentes y el 23% (29) a especies migratorias. La proporción de especies residentes y migratorias en HA fue de 82 y 18%, respectivamente, mientras que para las HAB fue de 76 y 24%, respectivamente. Las HAB presentaron mayor número de especies con algún grado de endemismo (31) con respecto a las HA (15).

Cuadro 1. Número de especies observadas y esperadas (con base al estimador Chao 1) y porcentaje con respecto a las observadas para los dos tipos de huertas de aguacate.

Hábitat	Observadas	Esperadas	%	Intervalo de confianza inferior	Intervalo de confianza superior
HAB	87	91.6	95.0	19.02	91.58
HA	57	77.1	74.0	9.86	77.06

Considerando exclusivamente los datos de censos, el estimador de riqueza Chao1 calculó 95% de las especies observadas para HAB y 74% para HA, siendo menor la riqueza en las HA (Cuadro 1). El promedio de especies registradas por punto en HA (4.9) fue significativamente menor con respecto al promedio (8.9) registrado para las HAB ($X^2 = 36.874$, $P < 0.0001$). El número promedio de individuos registrados por punto fue significativamente mayor (13.0 individuos) en HAB en comparación con el promedio (10.2) para las HA ($X^2 = 10.94$, $P = 0.0009$).

La composición de las diez especies más comunes varió entre ambas huertas, con las HA presentando especies más características de áreas perturbadas a diferencia de las HAB donde hubo especies principalmente asociadas a bosque. Las curvas de rango abundancia (Figura 1) indicaron mayor dominancia en la estructura de la comunidad en HA en comparación con HAB. La proporción de individuos dentro de gremios alimenticios varió entre tipos de huerta, siendo mayor la proporción de insectívoros y frugívoros en HAB que en HA (Figura 2). La diversidad alfa de Fisher fue mayor (23.8) en HAB con respecto a

HA (15.4), mientras que la similitud entre ambos agroecosistemas de acuerdo al índice de Morisita-Horn fue de 0.40 con 45 especies compartidas.

Discusión

Con base en los resultados de este estudio, se encontró una mayor diversidad de aves en huertos de aguacate inmersos entre fragmentos de bosque remanente, habiendo casi el doble de especies, mayor porcentaje de endémicas y mayor número de especies migratorias, en comparación con las huertas sin bosque aledaño. Estudios en otro tipo de agroecosistemas han encontrado patrones similares, como en el caso de las plantaciones de café de sombra en Chiapas, en los que la diversidad de aves es similar a la de bosques nativos aledaños en comparación con plantaciones de sol donde la diversidad de aves es muy baja (Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004). Aún en situaciones donde la vegetación nativa ha desaparecido, pero el cultivo del café se hace en condiciones de sombra, la diversidad de aves se ve beneficiada por la mayor complejidad estructural de hábitat en comparación de plantaciones que carecen de la sombra (Greenberg *et al.*, 1996; Calvo y Blake,

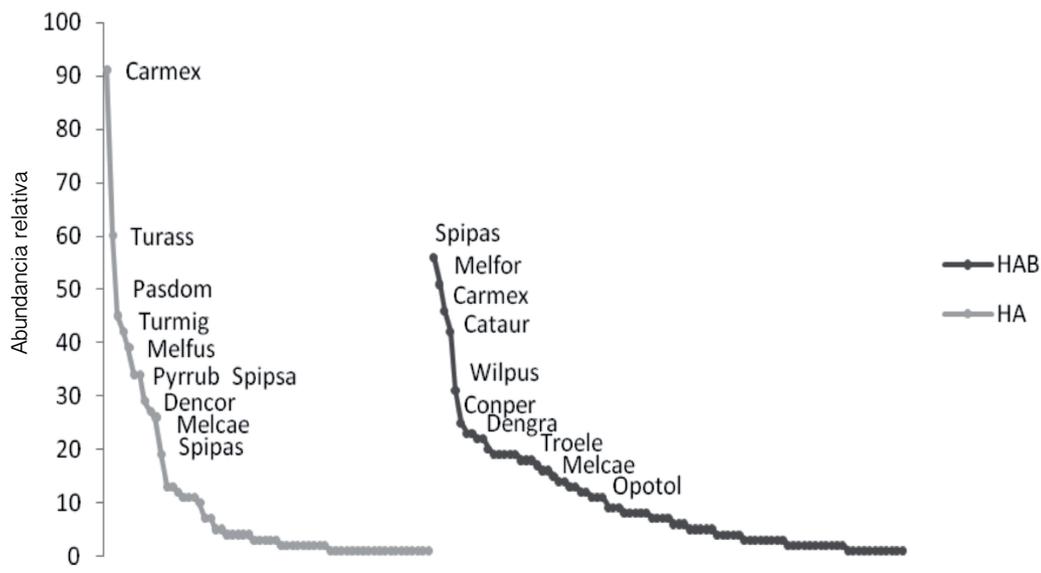


Figura 1. Curva de rango abundancia destacando las 10 especies de aves más abundantes para los dos tipos de agroecosistemas. Los nombres de las especies aparecen abreviados. HAB: huertas ubicadas en sitios con fragmentos remanentes de bosque de Pino-Encino, HA: huertas extensivas en ausencia de remanentes de bosque.

2010). La mayor diversidad de aves en plantaciones de sombra tiene además un beneficio muy importante, ya que un porcentaje significativo de especies se alimentan de insectos u otro tipo de invertebrados, entre los cuales se encuentran aquellos considerados como plagas, por lo que, hay un beneficio ambiental al controlar las especies que causan daños a plantas y frutos, estimándose hasta en más de \$300.00 dólares por hectárea (Johnson *et al.*, 2010).

En este sitio de estudio, se encontró que las especies insectívoras integran un 45% de la abundancia de aves, en comparación con sólo 15% en las HA, lo que sugiere que podría haber un efecto importante en el control natural de plagas principalmente para las HAB. No obstante, como uno de los monocultivos de mayor escala en Michoa-

cán, los huertos están sujetos al uso intensivo de fertilizantes y pesticidas químicos para obtener una mejor producción; esta práctica no solo está intencionada a eliminar la maleza de herbáceas, sino que como resultado elimina la mayoría de insectos, entre ellos los que prestan servicios ambientales como polinizadores o control de plagas. La mayor cantidad de especies de aves insectívoras en HAB seguramente se traduce en un beneficio económico para los agricultores de aguacate, pero es necesario darle la atención necesaria.

Aunque para Michoacán el cultivo de aguacate representa una importante fuente económica (APROAM, 2010), la intensificación en el manejo de huertas se ha traducido; sin embargo, en la pérdida de más de 200,000 ha de bosque (Pantoja, 2007). Nuestros resultados indican que al consi-

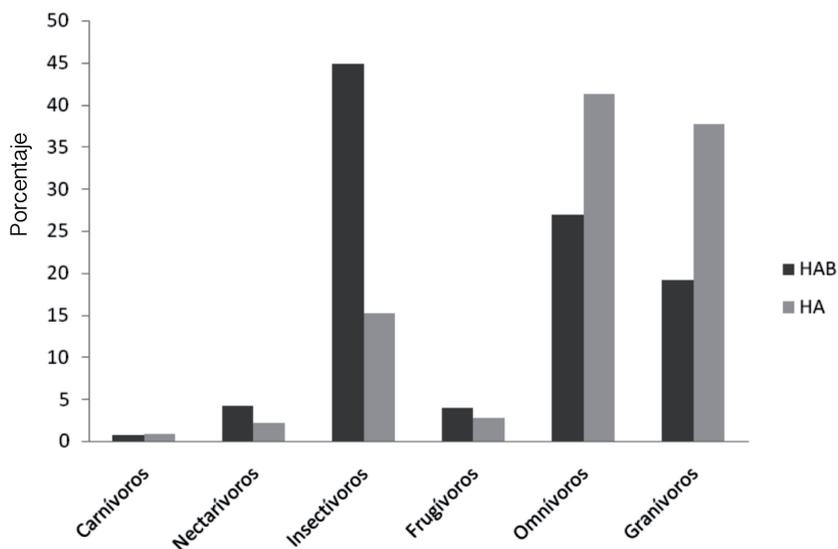


Figura 2. Proporción de individuos de aves por gremio alimenticio para huertas de aguacate con bosque (HAB) y sin bosque (HA) en la región de Uruapan, Michoacán.

derar cambios en el manejo de hábitat tal como permitir remanentes de bosque entre huertas, incluso dejar corredores de árboles del bosque nativo a lo largo de caminos o bordes de las huertas, incrementa la riqueza de especies de aves, lo que puede además beneficiar a otras especies como mariposas, murciélagos y otros mamíferos (Philpott *et al.*, 2008). Las HAB presentaron una composición de aves residentes más compleja, con especies propias de bosque, inclusive mayor número de especies migratorias, favorecidas como consecuencia de la mayor complejidad estructural de hábitat y de paisaje (García *et al.*, 1998).

Nuestro estudio hace evidente que las huertas de aguacate, además de ser productivas, pueden funcionar como sitios de refugio y alimentación para las aves, las que a su vez, proveen servicios

ambientales y económicos a los agricultores. Los beneficios económicos que genera la industria del aguacate no se verían afectados negativamente, sino que al contrario, se beneficiarían incluso como elemento para la certificación de huertas con prácticas ambientalmente más amigables y con enfoque orgánico. Desafortunadamente, el incremento en la demanda del aguacate a nivel mundial ha motivado a los agricultores a incrementar la producción mediante la deforestación y cambio de uso del suelo en predios con vocación forestal (Toledo *et al.*, 2009), eliminando además cercos vivos y parches de vegetación nativa necesarios para las aves. El considerar los cambios sugeridos en el manejo de hábitat, sería de beneficio no sólo a las aves sino a la economía local. Si bien es cierto que las áreas agrícolas sostienen una

cantidad menor de biodiversidad que los bosques naturales, en ausencia de estos, los agroecosistemas se convierten en la opción más importante de refugio de vida silvestre en ambientes antropizados, siendo además de gran importancia como reguladores y prestadores de servicios ambientales de benéfico para la sociedad humana que depende de ellos (PNUMA, 2002).

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura Citada

Asociación de Productores de Aguacate de México (APROAM). 2010. Importancia histórica y socioeconómica del aguacate. Consulta en junio del 2010. Obtenido de: <http://www.aproam.com/CULTIVO/produccion.htm>

Calvo, L. y J. Blake 1998. Bird diversity and abundance on two different shade coffee plantations in Guatemala. *Bird Conservation International*, 8: 297-308.

Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.2. Obtenido de <http://purl.oclc.org/estimates> (Accesada en junio de 2010).

CONABIO. 2007. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, SUMA.

Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente, SEDAGRO. Secretaría de Desarrollo Agropecuario. Estrategia para la Conservación y Uso Sustentable de la Diversidad Biológica del Estado de Michoacán. México. 78 p.

Ehrlich, P.R., D. Dobkin y D. Wheye. 1998. *The Birders Handbook. A Field guide to natural history of North American birds.* Simon and Schuter Inc. Nueva York, USA. 765 p.

García, S., D. M. Finch y G. Chávez León. 1998. Patterns of forest use and endemism in resident bird communities of north-central Michoacán, México. *Forest Ecology and Management*, 110: 151-171.

Greenberg, R., P. Bichier, y J. Sterling. 1997. Bird Populations in Rustic and Planted Shade Coffee Plantations of Eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 29: 501-514.

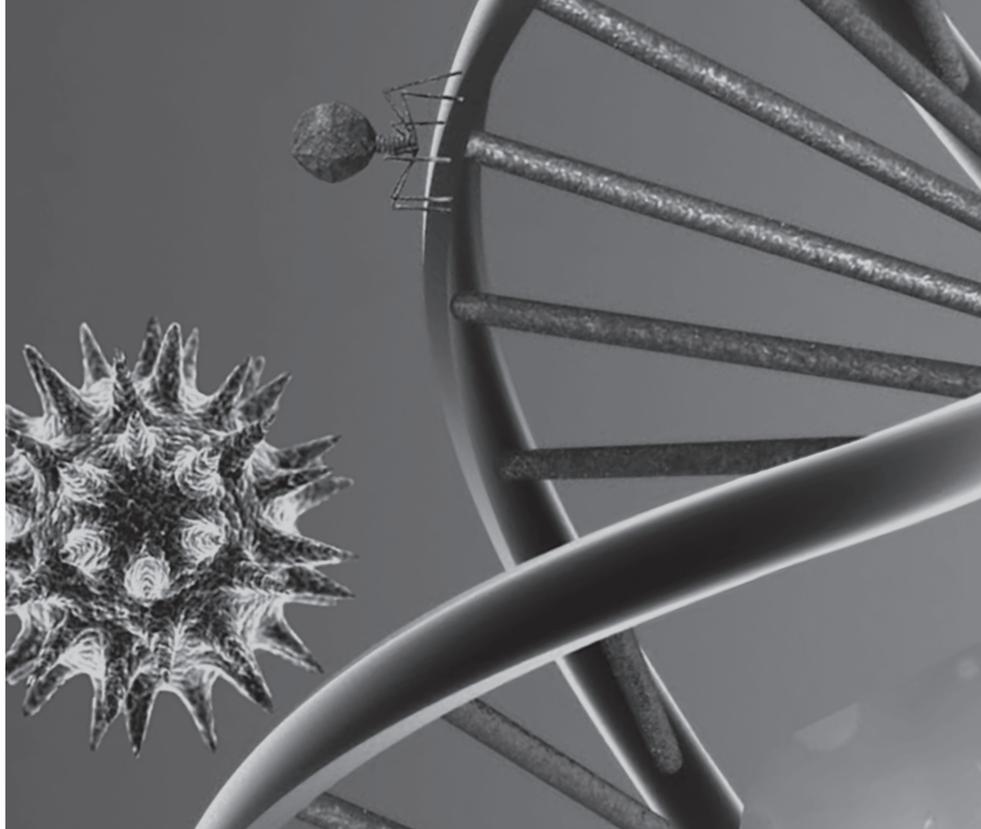
Johnson, M. D., J. L. Kellermann y A. M. Stercho. 2010. Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. *Animal Conservation*, 13: 140-147.

Pantoja A., J. 2007. Aguacate “El oro verde”. *Boletín Estadístico del Sector Agropecuario* 11: 9-10.

Philpott, S. M., W. J. Arendt, I. Armbrecht, P. Bichier, T. V. Diestch, C. Gordon, R. Greenberg, I. Perfecto, R. Reynoso-Santos, L. Soto-Pinto, C. Tejeda-Cruz, G. Williams-Linera, J. Valenzuela y J. M. Zolotoff. 2008. Biodiversity Loss in Latin American Coffee Landscape: Review of the Evidence of Ants, Birds, and Trees. *Conservation Biology*, 5 : 1093-1105.

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 2002. Banco Mundial,

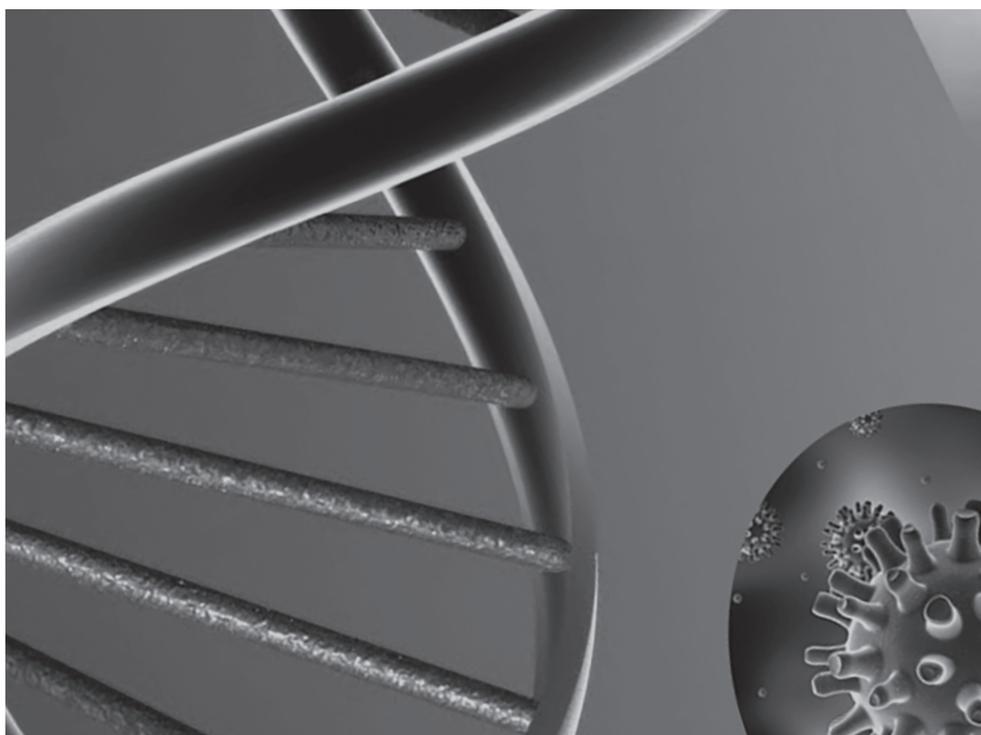
- Instituto de Recursos Mundiales. Recursos Mundiales. La gente y los ecosistemas: España. 374 p.
- SAS Institute Inc. 2008. JMP, Versión 8. Cary, NC, 1989-2008.
- Sans, F. X. 2007. La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas*, 16: 44-49.
- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta y J. de la Maza. 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 100 p.
- Tejeda-Cruz, C. y W. J. Sutherland. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation*, 7: 169-179.
- Toledo, B., R., J. J. Alcántar R., J. Anguiano C. y G. Chávez L. 2009. Expansión del cultivo del Aguacate y Deforestación en Michoacán. *El Aguacatero*, 58: 1-7.



Implicaciones genéticas de la antropización ambiental

Ernesto Recuero

Red temática: Biología, Manejo y Conservación de la Fauna Nativa en Ambientes Antropizados. Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Juriquilla, Querétaro, México. Correo electrónico: ernestorecuero@gmail.com



Resumen

La antropización ambiental supone cambios ecológicos que pueden afectar a diferentes procesos a nivel poblacional con consecuencias relevantes en la genética del paisaje y de la conservación. Uno de los principales problemas observados en los estudios que contemplan el efecto la antropización sobre la estructura genética de las especies es la aparición de barreras al flujo génico entre poblaciones, bien por la construcción de infraestructuras directamente infranqueables para numerosos organismos o bien por la generación de hábitats con condiciones ecológicas adversas. El incremento del aislamiento entre poblaciones puede eventualmente incentivar la diferenciación genética entre ellas, además de empobrecerlas genéticamente. La pérdida de diversidad genética dentro de una población puede reducir su resiliencia ante nuevos cambios en las condiciones ecológicas locales. Otros efectos de la antropización sobre la genética de las especies, aunque más raramente documentados en la literatura, inciden de forma más directa sobre la historia evolutiva de las especies. La formación de nuevos hábitats, por ejemplo los ambientes urbanos, puede derivar en la aparición de adaptaciones locales. Igualmente, la alteración de factores ecológicos puede fomentar la creación de zonas híbridas entre especies cercanas, pudiendo llegar a amenazar la integridad genética de las mismas. Aunque los estudios genéticos considerando ambientes antropizados aun son escasos pueden resultar una herramienta fundamental para el estudio de procesos microevolutivos, además de para desarrollar de forma eficiente estrategias de conservación a nivel específico y de comunidades.

Palabras clave: Genética, fragmentación, flujo génico, adaptación, hibridación.

Introducción

En la actualidad la actividad humana se ha convertido en una de las fuerzas que significativamente rigen los procesos naturales en nuestro planeta, hasta el punto que numerosos autores proponen catalogar los tiempos actuales como una nueva era geológica denominada Antropoceno (Crutzen y Stoermer, 2000). El continuo aumento de la población humana y del consiguiente uso de recursos naturales tiene como consecuen-

cia la aparición de cambios ambientales a diferentes escalas, desde procesos de cambio climático globales a la alteración local de ecosistemas y su biodiversidad asociada (Vitousek *et al.*, 1997; Dietz *et al.*, 2007).

La diversidad a todos sus niveles (genética, específica y de ecosistemas) es uno de los elementos más afectados por la continua antropización ambiental. Los registros paleontológicos indican la existencia de cinco extinciones masivas

(la pérdida de tres cuartas partes de las especies conocidas en un breve periodo geológico) y, de continuar la actual tasa de extinción de especies, podemos estar protagonizando el sexto episodio de extinción masiva en la Tierra (Barnosky *et al.*, 2011). La completa desaparición de una especie es seguramente el resultado más conspicuo de esta pérdida de diversidad, así como el más alarmante para nuestra sociedad. Sin embargo, la diversidad genética se habrá visto afectada mucho antes de la desaparición total de una especie. Se estima que el ritmo de extinción de poblaciones diferenciadas es tres veces mayor que el de especies completas, y estas extinciones poblacionales están directamente asociadas al empobrecimiento de la diversidad genética intraespecífica (Hughes *et al.*, 1997). Ante este panorama resulta muy importante comprender la influencia de esta pérdida de diversidad genética en la viabilidad de las poblaciones y su implicación en procesos evolutivos, profundizando en líneas de investigación que estudien en especial cómo la antropización de los hábitats afecta a los patrones de diversidad genética neutral y adaptativa, así como qué mecanismos presentan los organismos para adaptarse a nuevas condiciones propiciadas por la actividad humana. La caracterización genética poblacional es además una importante herramienta para desarrollar estrategias de conservación en especies amenazadas y de manejo de hábitats fragmentados (Hoffman y Willi, 2008).

Los efectos de la antropización sobre la estructura genética de las poblaciones pueden clasificarse en tres grandes grupos: aislamiento genético, adaptación e hibridación.

Aislamiento genético

Uno de los determinantes de la viabilidad de un conjunto de poblaciones es la conectividad entre ellas, de forma que el aumento del aislamiento poblacional, junto a la reducción de su tamaño efectivo, puede suponer una amenaza para su supervivencia al incrementar el efecto de deriva génica y endogamia (Frankham *et al.*, 2010). La conectividad entre poblaciones va a estar condicionada por multitud de factores intrínsecos (como capacidad de dispersión, filopatría, etc.) y extrínsecos (como distancia geográfica, presencia de barreras ecológicas o geológicas, etc.). La actividad humana puede influir determinantemente sobre estos factores extrínsecos directamente mediante la construcción de infraestructuras que suponen una barrera al flujo génico para muchas especies (carreteras, presas, entre otros; Shepard *et al.*, 2008; Horreo *et al.*, 2011), o indirectamente a través, por ejemplo, de cambios de usos del suelo (usos forestales, agrícolas y ganaderos, urbanización); estos cambios suponen fraccionamiento de hábitat y alteraciones de las condiciones ecológicas que puede afectar al grado de aislamiento genético entre poblaciones (Spear *et al.*, 2010). En este sentido, el efecto de la antropización ambiental estará ligado a los factores intrínsecos de cada especie, de forma que cambios que pueden aislar poblaciones de ciertos organismos también pueden incrementar la conectividad de otros. Algunas de las consecuencias más habituales en casos de aislamiento genético es la fijación de alelos deletéreos y la pérdida de diversidad genética, que limita la capacidad de respuesta y adaptación de esas poblaciones frente a nuevos cambios am-

bientales (Ouborg *et al.*, 2010). La inclusión de pasos de fauna funcionales en grandes infraestructuras y la conservación, recuperación y manejo de corredores ecológicos entre fragmentos de hábitat pueden ayudar a mitigar problemas de conservación (Mech y Hallett, 2001; Corlatti *et al.*, 2009).

Adaptación

Al enfrentarse a condiciones ambientales cambiantes, los organismos pueden reaccionar de diferentes formas (Hansen *et al.*, 2012). A corto plazo pueden aclimatarse a través de su plasticidad fenotípica, desarrollando y expresando ciertos rasgos como respuesta a las condiciones locales. Alternativamente pueden dispersarse para encontrar lugares con condiciones más favorables. Una tercera alternativa pasa por procesos selectivos que conducirán a la adaptación a las nuevas condiciones ambientales. El continuo desarrollo de las técnicas moleculares permite hoy en día estudiar las bases genéticas de estas adaptaciones, identificando los genes implicados y estudiando su variación entre poblaciones (Hoffman y Willi, 2008). En ambientes antropizados estos procesos adaptativos pueden ser rápidos y frecuentemente se tiene una estima de los tiempos evolutivos bastante aproximada, por lo que representar excelentes escenarios para estudios de biología evolutiva. Además, el estudio de adaptaciones locales tiene importantes implicaciones en biología de la conservación, desde la gestión de especies amenazadas hasta el estudio de plagas y su capacidad para desarrollar resistencias a tratamientos químicos (Frankham, 2005; Kirk *et al.*, 2013).

Hibridación

Los procesos de hibridación ocurren naturalmente al establecerse zonas de contacto secundario entre linajes cercanos. A menudo las zonas híbridas permanecen estables y limitadas en el espacio, pero también pueden derivar en procesos de especiación y extinción (Mallet, 2007). La antropización ambiental puede favorecer y/o acelerar dichos procesos (Crispo *et al.*, 2011). La alteración de las condiciones ecológicas, así como la construcción de infraestructuras como canales marítimos o trasvases entre cuencas fluviales, representa para algunos organismos la eliminación de barreras naturales históricas y la aparición de zonas de contacto entre linajes evolutivamente independientes; la introducción de fauna y la interacción entre especies domésticas y silvestres pueden suponer también riesgos de hibridación con fauna nativa (Allendorf *et al.*, 2001).

Estado del arte de la temática en México

Para poder valorar el estado del arte de los estudios genéticos sobre fauna en ambientes antropizados en México, se realizaron diferentes búsquedas en la base de datos Zoological Record. Las búsquedas generales se realizaron por palabras clave (conservation & landscape genetics, genetic adaptation, hybridization) y posteriormente filtradas para identificar los trabajos sobre poblaciones mexicanas. Además se analizó la distribución de los trabajos encontrados entre grupos taxonómicos. La búsqueda fue restringida al periodo desde 1976, momento en el que comenzó a

extenderse el uso de marcadores moleculares en zoología, hasta la actualidad.

Los estudios genéticos sobre este tipo de procesos muestran un incremento en México en los últimos 10 años (Figura 1), acorde con el panorama global y asociado al desarrollo de las técnicas moleculares. Las áreas más trabajadas incluyen estudios de genética de conservación y genética del paisaje, disciplinas ambas con una implicación directa en la conservación de especies y poblaciones amenazadas. Los estudios sobre adaptación genética e hibridación son menos numerosos y su crecimiento ha sido más limitado.

Como ocurre a nivel global los grupos taxonómicos más estudiados son vertebrados, destacando el número de trabajos sobre peces en todas las áreas de estudio consideradas (Figura 2). Cabe

destacar la menor proporción de trabajos sobre especies pertenecientes a grupos megadiversos. Aunque algunos estudios se han centrado en insectos su representatividad, especialmente en el área de genética de la conservación, es minúscula, teniendo en cuenta su importancia en el conjunto de la biodiversidad ambiental. De igual manera encontramos muy pocos estudios sobre arácnidos y ninguno sobre miriápodos.

La desproporción en el estudio de vertebrados frente a invertebrados es un fenómeno común a nivel global y frecuente en una mayoría de disciplinas biológicas, por lo que debería ser tenido en cuenta a la hora de caracterizar la diversidad y los procesos naturales que ocurren en ambientes antropizados.

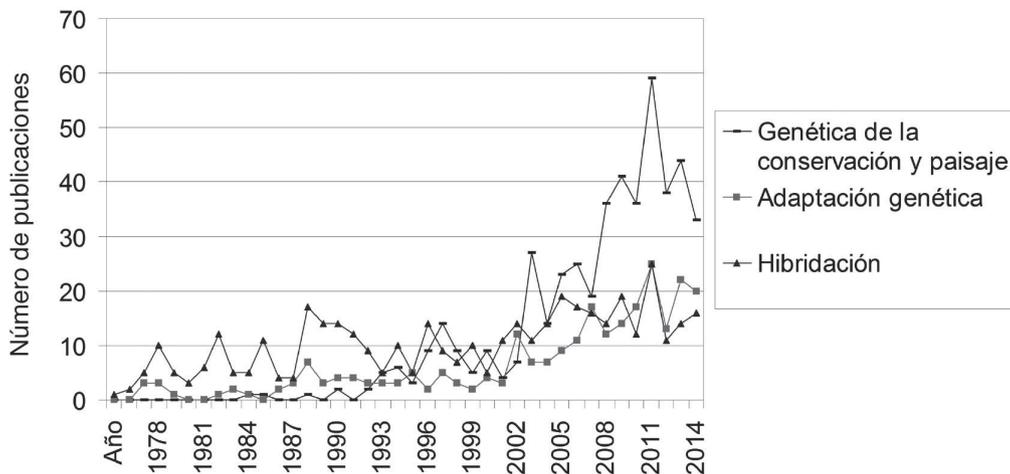


Figura 1. Número de trabajos publicados en las tres líneas de investigación consideradas sobre especies o poblaciones animales mexicanas en los últimos 30 años.

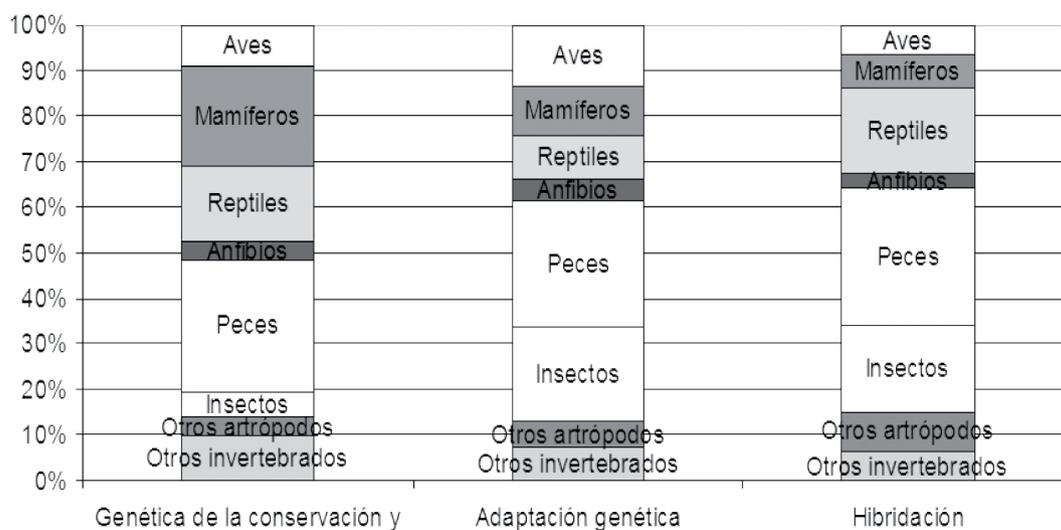


Figura 2: Representatividad taxonómica en trabajos de las tres líneas de investigación consideradas publicados en los últimos 30 años.

Agradecimientos

El autor agradece la beca posdoctoral otorgada por la “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados” (CONACYT) y el apoyo económico para la asistencia al Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT).

Literatura citada

- Allendorf, F. W., R. F. Leary, P. Spruell y J. K. Wenburg. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 613-622.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey y E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471: 51-57.
- Corlatti, L., K. Hackländer, K. y F. Frey-Roos. 2009. Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23: 548-556.
- Crispo, E., J. S. Moore, J. A. Lee-Yaw, S. M. Gray y B. C. Haller. 2011. Broken barriers: Human-induced changes to gene flow and introgression in animals. *BioEssays*, 33: 508-518.
- Crutzen, P. J. y E. F. Stoermer. 2000. “The Anthropocene”. *Global Change Newsletter*, 41: 17-18.
- Dietz, T., E. A. Rosa y R. York. 2007. Driving the human ecological footprint. *Frontiers in Ecology and Environment*, 5: 13-18.
- Frankham, R. 2005. Stress and adaptation in conservation genetics. *Journal of Evolutionary Biology*, 18: 750-755.
- Frankham, R., J. D. Ballou y D. A. Briscoe. 2010. *Introduction to Conservation Genetics* (2nd

- edition). Cambridge University Press, Cambridge. 618 p.
- Hoffman, A. A. e Y. Willi. 2008. Detecting genetic responses to environmental change. *Nature Reviews*, 9: 421-432.
- Horreo, J. L., J. L. Martinez, F. Ayllon, I. G. Pola, J. A. Monteoliva, M. Héland y E. Garcia-Vazquez. 2011. Impact of habitat fragmentation on the genetics of populations in dendritic landscapes. *Freshwater Biology*, 56: 2567-2579.
- Hughes, J. B., G. C. Daily y P. R. Ehrlich. 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Nature*, 278: 689-692.
- Kirk, H., S. Dorn y D. Mazzi. 2013. Molecular genetics and genomics generate new insights into invertebrate pest invasions. *Evolutionary Applications*, 6: 842-856.
- Mech, S. G. y J. G. Hallett. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology*, 15: 467-474.
- Ouborg, N. J., C. Pertoldi, V. Loeschcke, R. K. Bijlsma y P. W. Hedrick. 2010. Conservation genetics in transition to conservation genomics. *Trends in Genetics*, 26: 177-187.
- Shepard, D. B., A. R. Kuhns, M. J. Dreslik y C. A. Phillips. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11: 288-296.
- Spear, S. F., N. Balkenhol, M. J. Fortin, B. H. Mcrae y K. Scribner. 2010. Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: considerations for parameterization and analysis. *Molecular Ecology*, 19: 3576-3591.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.



Patrones de herbivoría, morfología y asimetría fluctuante bajo el efecto de la fragmentación en un bosque tropical seco

Abel Pérez Solache ^{1,*}, Yvonne Herrerías Diego ¹, Janette Iliana Parra Villa ¹, Pablo Cuevas Reyes ² y Luis Felipe Mendoza Cuenca ²

¹ Laboratorio de Fauna Silvestre de la Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. ² Laboratorio de Interacciones bióticas de la Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México. *Correo electrónico: ambiente_7777@hotmail.com

Foto: Abel Pérez Solache



Resumen

La herbivoría es el consumo foliar y produce estrés en las plantas. El estrés ambiental se identifica con la asimetría fluctuante (AF) y morfometría geométrica. El trabajo tiene como objetivo evaluar los patrones de herbivoría y su relación con la morfología foliar y asimetría fluctuante de seis especies de árboles tropicales en un sitio fragmentado y conservado. Se seleccionaron seis especies en ambos sitios. Cada especie tuvo 10 individuos para los diferentes sitios. La colecta de hojas fue al azar en la temporada de lluvias y final de lluvias con un número de 30 hojas. Para realizar el trabajo se utilizaron los programas Sigma Scan Pro 5, TpsDig y el programa CoordGen6. Las variables independientes mostraron diferencias significativas: especie y condición, esto para la herbivoría. En cuanto a la AF la temporada y las especies mostraron diferencias significativas. Además, la morfología presentó diferencias entre especies. Se concluye que la fragmentación del hábitat altera la herbivoría así como la forma de las hojas, la herbivoría es diferente en las especies, individuos, temporadas y no causa asimetría fluctuante sino más bien la asimetría se debe a un efecto del sitio.

Palabras Clave: Herbivoría, morfometría, fragmentación, bosque tropical, conservación.

Introducción

Los bosques tropicales secos tienen una peculiar característica que es la estacionalidad, la cual involucra una distribución desigual de la precipitación a lo largo del año, diferenciando las temporadas de lluvias y secas. Esta estacionalidad ocasiona variaciones en la disponibilidad de recursos necesarios para el crecimiento de las plantas y sus herbívoros lo cual impone en la mayoría de las especies de plantas un ritmo estacional en la producción de hojas; esto permite que el recurso para los insectos herbívoros se restrinja a un periodo del año (Opler *et al.*, 1976). Debido a esto, la herbivoría es un factor importante en la

estructuración de las comunidades de plantas en este tipo de ecosistemas (Reich y Borchert, 1978). Por otro lado, en las últimas décadas, los bosques tropicales se han visto sometidos a diferentes presiones antropogénicas tales como el cambio de uso de suelo que ocasiona la fragmentación de los bosques (Saldarriaga *et al.*, 1988).

Además, la herbívora y otros factores como la fragmentación pueden producir estrés en las plantas que se ve reflejado en la plasticidad fenotípica donde los genotipos producen diferentes fenotipos acorde a las condiciones de estrés (Cornelissen y Stiling 2005). Los cambios en atributos morfológicos pueden ser identificados median-

te el uso de herramientas, como la morfometría geométrica (Agrawal, 2001), mientras que el estrés ambiental puede ser monitoreado utilizando la asimetría fluctuante (AF), que es una medida particular de la estabilidad durante el desarrollo de algún atributo fenotípico en rasgos bilaterales o radialmente simétricos óptimos (Moller y Shykoff, 1999). La inestabilidad del desarrollo de los organismos surge de la genética o por factores de estrés por el medio ambiente que alteran las vías del desarrollo normal de los diferentes caracteres continuos, produciendo un desarrollo inestable que comúnmente se mide como la asimetría fluctuante en las características fenotípicas (Díaz y Moller, 2004). Debido a lo anterior, se plantea evaluar los patrones de herbivoría por insectos folívoros y su relación con la morfología foliar y asimetría fluctuante bajo el efecto de la fragmentación en un bosque tropical seco.

Métodos

El estudio se realizó en dos parcelas, la Bonetera (sitio conservado) con coordenadas 18° 05' N y 102° 25' O y el Hábillo (sitio fragmentado) 18° 09' N y 102° 18' O, Municipio de Lázaro Cárdenas, Michoacán, que se encuentra ubicada en la costa del Pacífico Mexicano en Michoacán. Se seleccionaron 10 individuos de 6 diferentes especies de plantas (*Guazuma ulmifolia*, *Spondia purpurea*, *Brosimum alicastrum*, *Astronium graveolens*, *Bursera simaruba* y *Cochlospermum victifolium*) en una categorías de edad (Adultos) los cuales fueron individuos que tuvieron más de 1.50 m de altura y 12 cm de DAP en un bosque conservado y fragmentado. La colecta de hojas fue al azar con

un número de 30 hojas por individuo, 15 hojas para la medición de herbivoría y 15 para asimetría y morfometría foliar. Para cada uno de los sitios (conservado y fragmentado) seleccionados se realizaron dos colectas de hojas, una en la temporada de lluvias (agosto) y otra en la temporada final de las lluvias (noviembre). Para estimar el área consumida se tomaron fotografías digitales de cada hoja de las seis especies de arboles tropicales; mientras que para estimar el área foliar y el área consumida por folívoros, se rellenaron las hojas empleando un programa editor de fotografías y utilizando el "software" Sigma Scan Pro 5. Para determinar los niveles de herbivoría foliar en las diferentes condiciones de bosque conservado y fragmentado en lluvias y final lluvias, se realizó un análisis de varianza (ANOVA). Donde la condición y temporada se consideraron como variables independientes y el nivel de herbivoría foliar como variable de respuesta. Para determinar si las plantas difieren en su morfología en los sitios conservados y fragmentados, se utilizó el programa TpsDig y CoordGen6. La asimetría fluctuante (AF) se calculó como el valor absoluto de la diferencia entre las distancias de la vena media a la derecha e izquierda del margen de la hoja ($|A_i - B_i|$), dividido por la distancia media ($(A_i + B_i) / 2$).

Resultados y Discusión

Los resultados mostraron diferencias significativas en los niveles de herbivoría entre las condiciones de bosque ($F = 29.4$; $g.l. = 1$, $P < 0.0001$; Figura 1), presentándose mayor herbivoría en la condición de bosque conservado. Además, la in-

teracción temporada*especie mostró diferencias significativas ($F = 49.0$; $g.l. = 5$, $P < 0.0001$; Figura 2). Los resultados no mostraron diferencias significativas para la condición (Condición: $F = 0.0030$; $g.l. = 1$, $P < 0.9566$; Figura 3). La interacción temporada*especie mostró diferencias significativas ($F = 3.7$; $g.l. = 5$, $P < 0.0020$; Figura 4). De acuerdo a nuestros resultados, la herbivoría es mayor en el bosque conservado, lo cual no quiere decir que se desencadenan acontecimientos trágicos en el ecosistema como los descritos anteriormente, sino más bien, la herbivoría disminuye en el bosque fragmentado producto de la pérdida de hábitats y microhábitats que funcionan como nichos ecológicos para la mayoría de las especies de insectos herbívoros (Armbrecht, 1995). La fragmentación priva a los insectos herbívoros de recursos, como son alimento, hábitat, lugares de reproducción y sitios para el desarrollo de sus crías (Reich y Borchert, 1978). Además de que trae múltiples consecuencias, como la incidencia directa de rayos de luz sobre los organismos, cambiando drásticamente la temperatura y la vulnerabilidad de los insectos herbívoros y provocando una disminución local o desplazamiento por parte de estos hacia los lugares más provistos de recurso (Opler *et al.*, 1976). Otra explicación relacionada a la menor herbivoría en el bosque fragmentado podría deberse a la teoría de disponibilidad de recursos, la cual menciona que plantas sometidas a baja disponibilidad de recursos, como agua y nutrientes presentes en el suelo, tienden a invertir o asignar la mayoría de sus recursos a la defensa de sus hojas, ya que estas últimas son su único medio para realizar la

fotosíntesis y con ello su fuente de alimentación que le asegurara perdurar su descendencia y adecuación (Armbrecht, 1995; Cascante *et al.*, 2002).

Con base a este trabajo, concluimos que la fragmentación modifica interacciones bióticas como la herbivoría en las temporadas de lluvias y final de lluvias. Cada especie de árbol tropical estudiado responde de manera diferencial al ataque de los herbívoros llevándonos a pensar que cada especie de árbol tiene su configuración genética y maquinaria que le sirve para disuadir a los insectos herbívoros. En cuanto a la relación entre herbivoría, asimetría fluctuante y morfometría geométrica, se infiere que la asimetría fluctuante en cuatro de las seis especies estudiadas se debe a la condición del sitio y no a las presiones de selección de los herbívoros. Por lo que la asimetría fluctuante y morfometría geométrica funcionan ser herramientas importantes en la evaluación del estado de salud de un ecosistema, siendo dos herramientas independientes las cuales calculan diferencias de un carácter bilateral y formas de los organismos respectivamente.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

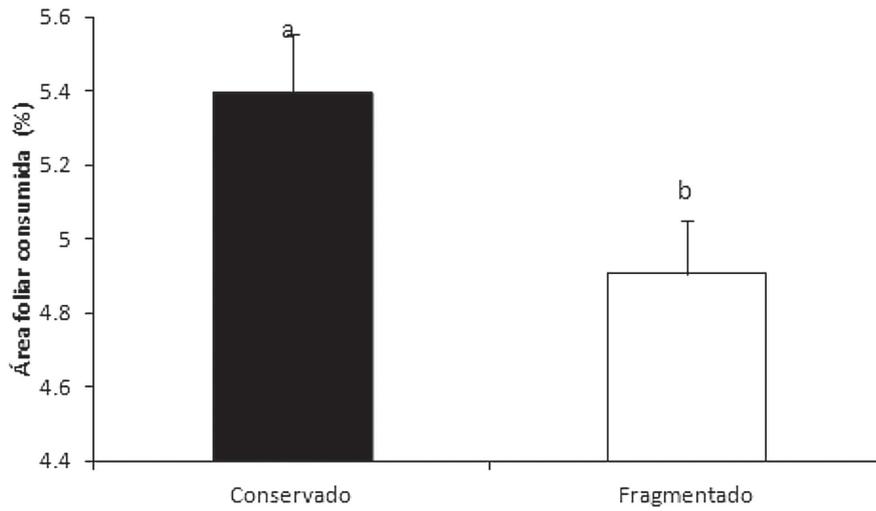


Figura 1. Patrones de herbivoría por insectos folívoros entre condiciones (Condición: $F = 29.4$; $g.l. = 1$, $P < 0.0001$). Letras diferentes indican medias significativas distintas acorde a la prueba de Tukey-Kramer ($P < 0.05$).

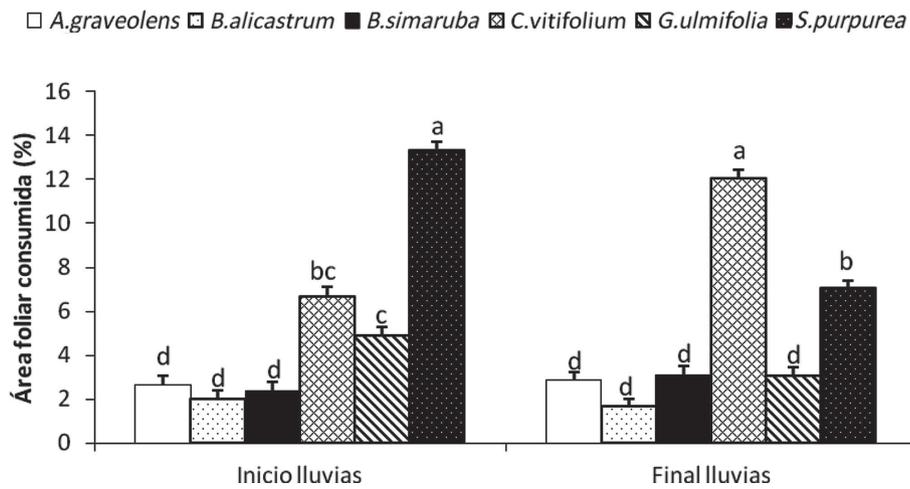


Figura 2. Patrones de herbivoría por insectos folívoros entre temporada*especie ($F = 49.0$; $g.l. = 5$ $P < 0.0001$). Letras diferentes indican medias significativas distintas acorde a la prueba de Tukey-Kramer ($P < 0.05$).

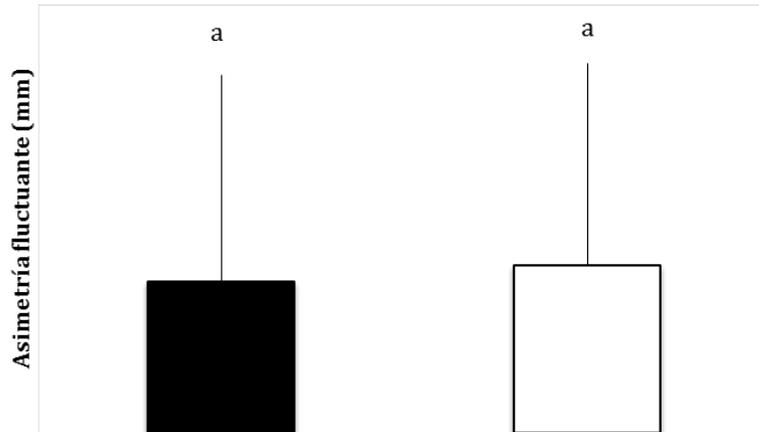


Figura 3. Diferencias en los niveles de asimetría fluctuante entre condición (Condición: $F = 0.0030$; $g.l. = 1$, $P < 0.9566$). Letras diferentes indican medias distintas acorde a la prueba de Tukey-Kramer ($P < 0.05$).

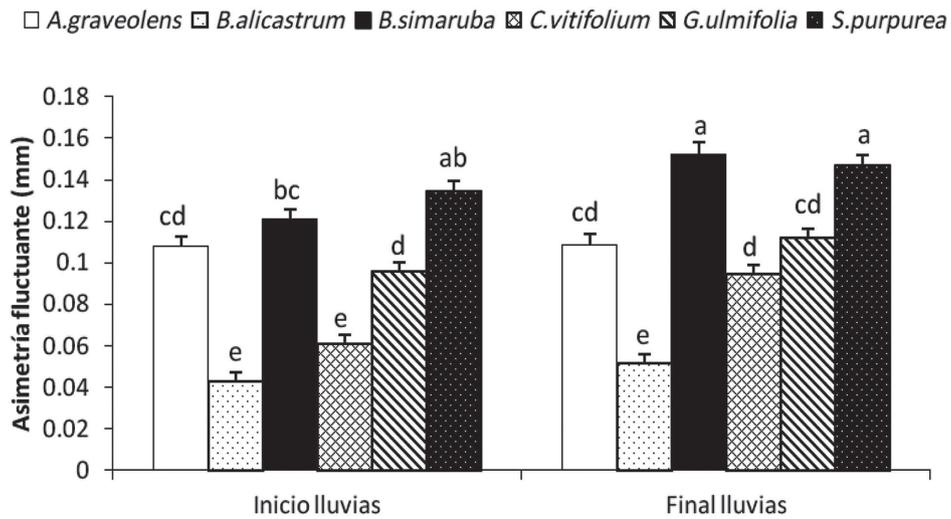


Figura 4. Diferencias en los niveles de asimetría fluctuante entre temporada*especie ($F = 3.7$; $g.l. = 5$, $P < 0.0020$). Letras diferentes indican medias distintas acorde a la prueba de Tukey-Kramer ($P < 0.05$).

Literatura Citada

- Agrawal, A. 2001. Phenotypic plasticity in the interaction and evolution of species. *Science*, 294: 321-326.
- Armbrecht, I. 1995. Comparación de la mirme-cofauna en fragmentos boscosos del valle geográfico del río Cauca, Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 3: 14.
- Cascante, A., M. Quesada, J. Lobo y A. Fuchs. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree, *Samanea saman*. *Conservation Biology*, 16: 137-147.
- Cornelissen, T. y P. Stiling. 2005. Perfect is best: Low leaf fluctuating asymmetry reduces herbivory by leaf miners. *Oecologia*, 142: 46-56.
- Díaz, M., F. Pulido y A. Moller. 2004. Herbivore effects on developmental instability and fecundity of homl oaks. *Oecologia*, 139: 224-234.
- Moller, A. y P. Shykoff. 1999. Morphological developmental stability in plants: patterns and causes. *International Journal of Plant Sciences*, 160: 135-146.
- Opler, R., G. Frankie y H. Baker. 1976. Rainfall as a factor in the synchronization, release and timing of anthesis by tropical trees and shrubs. *Journal of Biogeography*, 3: 231-236.
- Reich, P. y R. Borchert. 1984. Water stress and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 72: 61-74.
- Saldarriaga, J., D. Tharp y C. Uhl. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of ecology*, 76: 938-958.



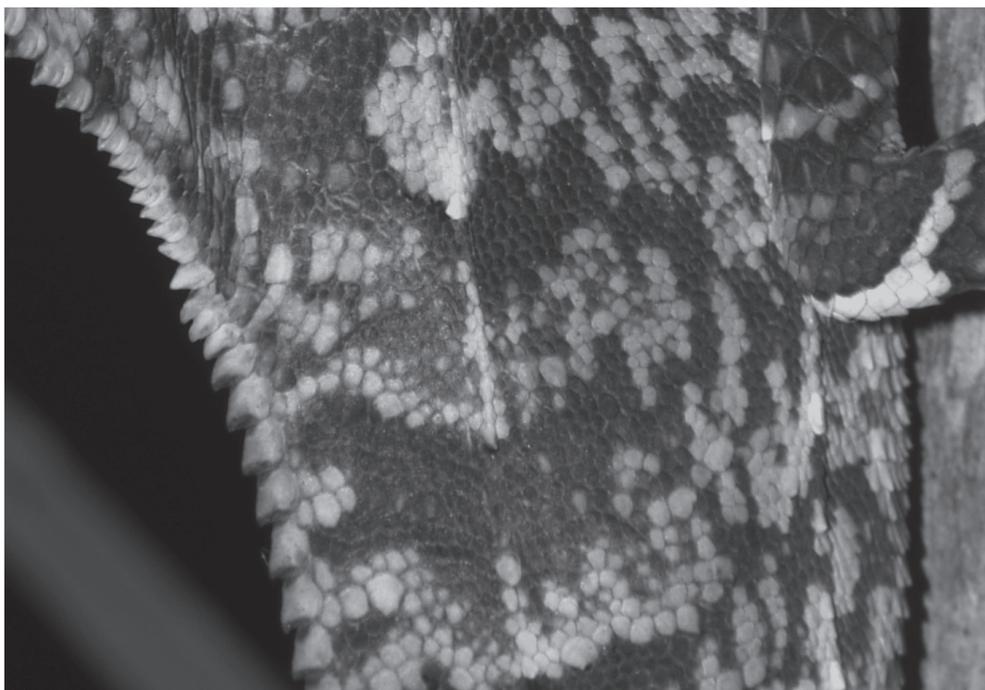
Anfibios y reptiles en bosques tropicales y subtropicales en ambientes afectados por actividades agropecuarias: una revisión global

Omar Hernández Ordóñez^{1*} e Ileri Suazo Ortuño²

¹Red temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados.

²Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

*Correo electrónico: omarhdzor@gmail.com



Resumen

Se realizó una revisión sobre el efecto de las actividades agropecuarias y forestales en los ensamblajes de anfibios y reptiles en regiones tropicales y subtropicales del mundo. Se realizó una búsqueda en tres bases de datos de literatura científica. Se registraron 150 artículos relacionados con el tema, la mayoría de ellos publicados en los últimos 15 años. Brasil y EUA registraron la mayor cantidad de artículos publicados (20 publicaciones cada uno), mientras que México publicó 12 artículos. Gran parte de los trabajos relacionados con el tema (al rededor del 50 %) se han realizado en la región Neotropical, principalmente en Brasil. Se detectaron vacíos de conocimiento a nivel de regiones biogeográficas (p. ej, Indomalaya), en algunos temas, tales como el efecto de borde y la respuesta de los ensamblajes en bosques secundarios generados a partir del aprovechamiento forestal y fuego. Finalmente, la inclusión de factores como variables del paisaje o el nivel de los atributos funcionales, siguen siendo los vacíos importantes en cuanto al enfoque dentro del tema.

Palabras Clave: Herpetofauna, cambio de uso de suelo, revisión narrativa, región biogeográfica.

Introducción

La pérdida y modificación del hábitat, debida principalmente a las actividades agropecuarias y forestales en aumento, son las principales causas de modificación de biodiversidad en las regiones tropicales y subtropicales del mundo (Chapin *et al.*, 2011; FAO, 2011; Aide *et al.*, 2013). En el caso de los anfibios y reptiles, la pérdida y modificación del hábitat son las principales amenazas para ambos grupos (Baille *et al.*, 2004; Böhm *et al.*, 2013). De hecho, estos grupos son considerados los vertebrados terrestres más amenazados a nivel mundial (Baille *et al.*, 2004; Böhm *et al.*, 2013).

En el caso de los anfibios, el 30% de las especies descritas en todo el mundo se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo (Stuart, 2008), mientras que para el caso de los reptiles, de 1,500 especies evaluadas a nivel mundial, el

20% están amenazadas (Böhm *et al.*, 2013). Esta elevada susceptibilidad se ha relacionado a los atributos ectotérmicos tanto de anfibios como de reptiles, por lo que su conducta y rendimiento dependen directamente de las condiciones ambientales (Owen, 1989; Huey, 1991). Ambos grupos, a diferencia de la mayoría de aves y mamíferos, no tienen una alta movilidad espacial (Gibbons *et al.*, 2000).

La modificación de paisajes tropicales y subtropicales por las actividades humanas tienen como consecuencia directa la pérdida y/o modificación del hábitat (e.g., tala selectiva, fuego, contaminación, deforestación y fragmentación). En este caso, la diversidad y composición de los ensamblajes de anfibios y reptiles se han visto afectados considerablemente (Gardner *et al.*, 2007).

El objetivo de este trabajo fue realizar una revisión del tema, con el fin de definir los avances y vacíos que existen en los estudios de ensambles de anfibios y reptiles en ambientes alterados por actividades agropecuarias y forestales en bosques tropicales y subtropicales del mundo.

Métodos

Se realizó una revisión en tres bases de datos científicas (ISI Web of Knowledge, Scholar Google y Scopus). Para hacer más eficiente la búsqueda, se utilizaron “operadores booleanos” (AND, OR, NOT), esto permitió vincular los términos de búsqueda y definir la relación entre ellos los mismos. Las palabras utilizadas dentro de la búsqueda fueron: “amphibians”, “reptiles”, “herpetofauna”, “agroforestry”, “secondary forest”, “fragmentation”, “land-use change”, “fire” y “logging”.

La búsqueda abarcó regiones tropicales como subtropicales del mundo. Las características de regiones tropicales y subtropicales se basaron en Chapin *et al.*, (2011) y Holdridge (1967). Los trabajos que se revisaron estudiaban la respuesta de al menos dos especies a actividades agropecuarias y forestales (tala y quema controlada).

Resultados

Se registraron 150 artículos relacionados con los temas, el 86% de los artículos fueron publicados entre los años 2000 y 2015, y en el período del 2010 al 2015 se publicó el 38% de los trabajos (Figura 1). Brasil y EUA registraron la mayor cantidad de artículos publicados (20 publicaciones cada uno), seguidos de Australia con 17 publicaciones científicas; mientras que México ocupa el

cuarto lugar, con 12 publicaciones (Figura 2).

En la región Neotropical se han realizado el 50% de los estudios, seguida de la región Afrotropical (14%) y Neártica (13%); habiendo un vacío de información en las regiones tropicales de Australia y la región Indomalaya (Figura 3). Además, sólo se encontró una publicación en la región Paleártica, en Corea del Sur (Apéndice 1).

Los grupos menos estudiados son las cecilias y serpientes; una gran diversidad de trabajos se acotan a los grupos con mayor número de individuos registrables, tales como anuros y lagartijas (Apéndice 1). El mayor número de publicaciones hace referencia a bosques conservados comparados con sistemas agropecuarios, seguido de trabajos acerca de aprovechamiento forestal e importancia de los bosques secundarios de origen agropecuario; existe un gran vacío de información en el efecto de borde y la respuesta de los ensambles de anfibios y reptiles en bosques secundarios aprovechados (Figura 4).

Con respecto al las técnicas de muestreo, la más utilizada (75 estudios) ha sido la búsqueda directa como única técnica de muestreo, ya sea por medio de cuadrantes o transectos. No obstante, algunas investigaciones que utilizan la búsqueda directa, se complementaron con otras técnicas de trampeo (líneas de desvío y trampas de caída, trampas de embudo) o registros auditivos en el caso de anuros (Apéndice 1). Cabe señalar que en 98 estudios sólo utilizaron una técnica de muestreo, mientras que en los otros 52, emplearon entre dos y cuatro técnicas de muestreo (Apéndice 1). Finalmente, en cuanto las variables de respuesta y enfoques analíticos empleados en

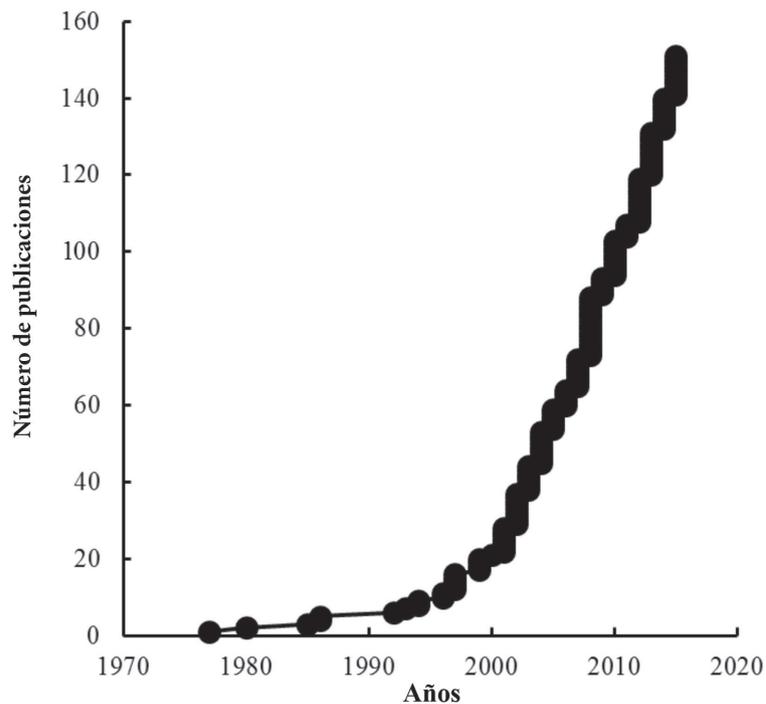


Figura 1. Acumulación de las publicaciones sobre la respuesta de los ensamblajes de anfibios y reptiles a partir de actividades agropecuarias y forestales en regiones subtropicales y tropicales, durante el período 1977-2015.

los análisis, la utilización de variables ambientales (humedad, temperatura, estructura de la vegetación) como variables explicativas de la respuesta de los ensamblajes dentro de los tratamientos, es la más utilizada, mientras que variables del paisaje no han sido muy utilizadas (sólo se observa en diez publicaciones). Por otro lado, el enfoque de atributos funcionales de las especies fue poco desarrollado dentro de las publicaciones revisadas (Apéndice 1).

En el caso de México, el primer trabajo relacionado con el tema se publicó en el año 2006, y la mayoría de los trabajos fueron publicados entre los años 2011 y 2015. Los temas desarrollados son: fragmentación y pérdida del hábitat, bosques

secundarios de origen agropecuario, efecto de borde y sistemas agropecuarios comparados con bosques conservados (Apéndice 1). En el caso de los tipos de vegetación, los bosques tropicales húmedos y subhúmedos fueron los más evaluados, seguidos de los bosques mesófilos, y hay sólo dos trabajos realizados en bosque tropical seco; este patrón que ocurre en México es muy similar a una escala global (Apéndice 1). En general, las variables de respuesta utilizadas son atributos de la estructura del ensamblaje (riqueza, abundancia y diversidad) y composición de especies; además sólo un trabajo utiliza algunas variables de paisaje para explicar la respuesta de las variables de respuesta a los tratamientos (Apéndice 1).

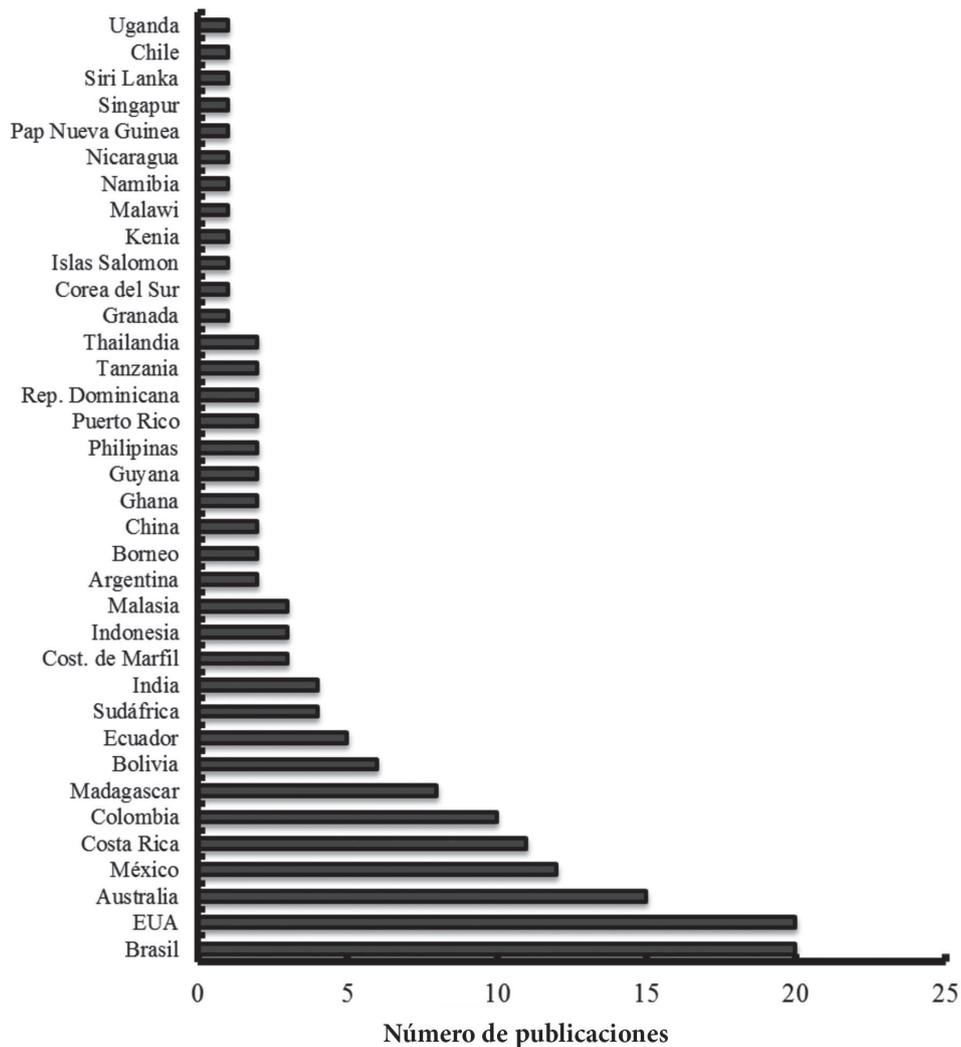


Figura 2. Número de trabajos publicados por país, que evaluaron la respuesta de los ensamblajes de anfibios y reptiles al cambio de uso de suelo por actividades agropecuarias y forestales en regiones tropicales y subtropicales.

Discusión

Existen aún vacíos, tanto regionales como a nivel global de enfoques sobre el efecto de las actividades agropecuarias y de aprovechamiento forestal en el caso de los anfibios y reptiles tanto analíticos y por tipo de vegetación. Si bien en los últimos cinco años las publicaciones han aumentado considerablemente, los enfoques analíticos utilizados

son los mismos. En el caso de las regiones neotropicales, la mayoría de las publicaciones provienen de Brasil, principalmente de la región de la Amazonía y en un segundo plano de la región de la Mata Atlántica, habiendo un gran vacío de información en el caso de los bosques tropicales y subtropicales secos en Sudamérica. Además, en el caso de Centroamérica existe un gran vacío

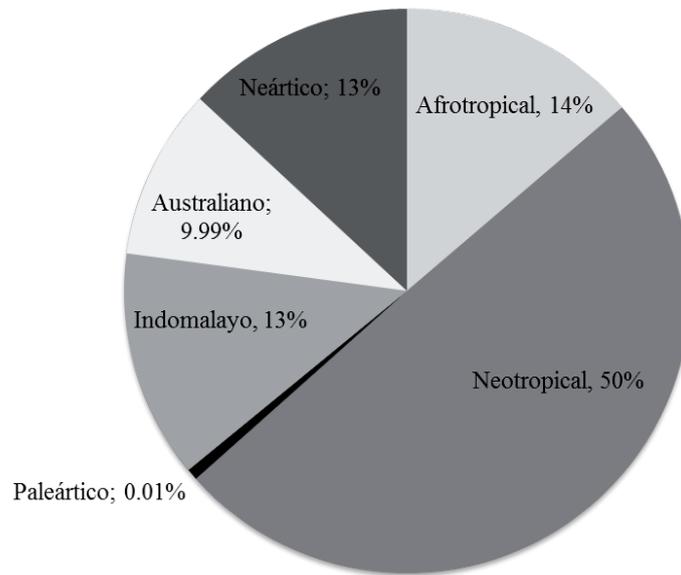


Figura 3. Porcentaje de publicaciones por regiones biogeográficas.

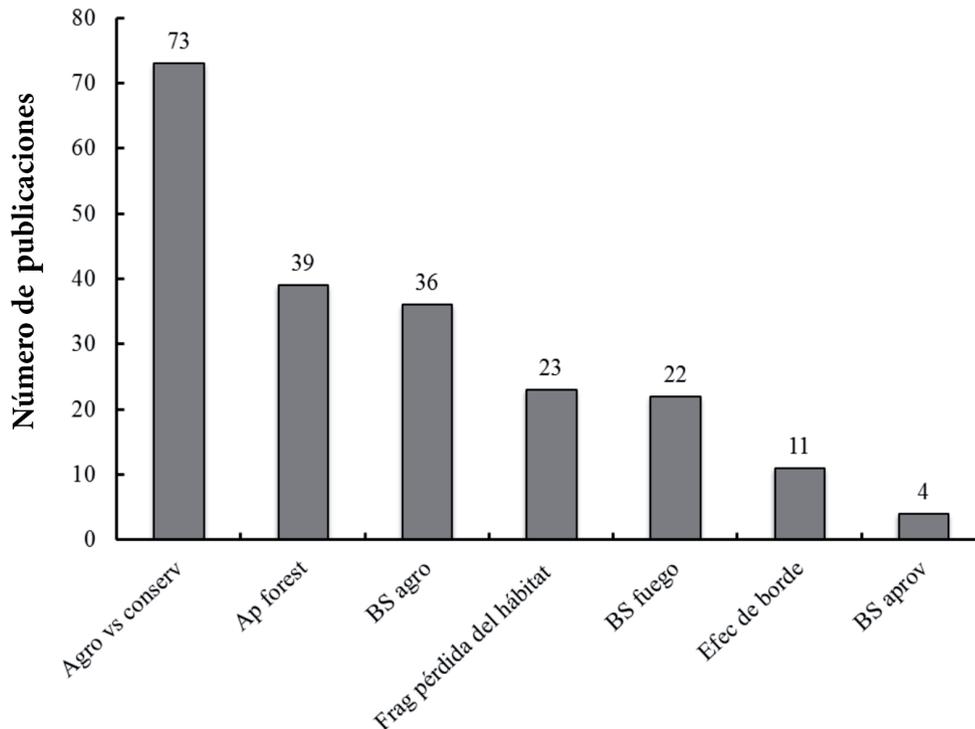


Figura 4. Número de trabajos publicados por tema (en algunos casos la misma publicación evaluó más de una actividad antrópica). Agro vs conserv: comparación de los ensambles de anfibios y reptiles en campos agrícolas con ensambles de zonas conservadas; Ap forest: evaluación de la respuesta de los ensambles al aprovechamiento forestal; Bs agro: comparación de los ensambles en bosques secundarios originados a partir de actividades agropecuarias con los ensambles de zonas conservadas; Frag pérdida del hábitat: evaluación de la fragmentación y la pérdida del hábitat sobre los ensambles; BS fuego: comparación de los ensambles en bosques secundarios originados a partir de incendios forestales o quemas controladas con los ensambles de zonas conservadas; Efec de borde: evaluación del efecto de borde (interior de bosque-borde-matriz), sobre los ensambles; BS aprov: comparación de los ensambles en bosques secundarios originados a partir de fuego y bosques con aprovechamiento forestal.

de información en el tema, a excepción de Costa Rica y Nicaragua (Fig. 2). No hay publicaciones, por lo menos en revistas internacionales, lo cual es importante de señalar puesto que Guatemala, Belice y el norte de Honduras (Selva Maya; Rodstrom *et al.*, 1999), son un importante “hot spot” (Myers, 2000) para la biodiversidad en general y para herpetofauna en particular (Wake y Lynch 1976; Poe 2004; Hedges *et al.*, 2008), además de que en términos de composición de especies de anfibios y reptiles, hay una importante similitud con México (Hernandez-Ordóñez *et al.*, 2014). En México, se detectaron vacíos de información en estados de una alta importancia para la biodiversidad de anfibios y reptiles. Tal es el caso de Chiapas y Oaxaca, los cuales son de los estados con un mayor número de especies tanto de anfibios como reptiles (Parra-Olea *et al.*, 2014; Flores-Villela y García-Vázquez, 2014).

El análisis a nivel de paisaje de la repuesta de las especies a actividades antrópicas es un enfoque importante, que permite la explicación de dichos procesos (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2015); por lo que, la perspectiva a nivel de paisaje es necesaria para el mejor entendimiento de las respuestas de los ensambles partiendo de las capacidades de dispersión y movilidad de los animales. Otro aspecto importante es el enfoque a partir de los atributos funcionales, que permitiría dar una explicación de una manera más biológica de la respuesta de las especies (extinción o supervivencia) a las nuevas características del hábitat a partir de la pérdida o modificación de su hábitat. En cuanto al número de técnicas de muestreo utilizadas, Doan (2003) recomienda el uso de más

de una técnica de muestreo, para mejor registro en términos de riqueza especies.

Agradecimientos

Omar Hernández Ordóñez agradece la beca posdoctoral otorgada por la “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados” (CONACYT) y el apoyo económico para la asistencia Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT).

Literatura citada

- Aide, T., Clark M., Grau H., López-Carr, D., Levy, M., Redo D., Bonilla-Moheno, M., Riner G., Andrade-Núñez, M. y M. Muniz. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica*, 45: 262-271.
- Arroyo-Rodríguez, V., F. P. Melo, M. Martínez-Ramos, F. Bonges, R. L. Chazdon, J. Meave, N. Norden, B. A. Santos, I. R. Leal y M. Tabarelli. 2015. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 90: 2-12
- Baille, J., Hilton-Taylor, C. y S. Stuart. 2004. IUCN Red List of threatened species: a global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland. 217p.
- Böhm, M., Baillie, B., Chanson, EMJ., y N. Cox *et al.* 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, 157: 372-385.
- Chapin III, F., Matson, P. y P. Vitousek. 2011. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*.

- Springer Science and Business Media. Nueva York, EUA. 511 p.
- Doan, T. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? *Journal of Herpetology*, 37: 72-81.
- FAO. 2011. State of the World's Forests. Última consulta: 6 de noviembre de 2015. Obtenido de <http://www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e00.htm>: FAO.
- Flores-Villela, O. y U. García-Vázquez. 2014. Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 467-475.
- Gardner T., Barlow, J. y C. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 138: 166-179.
- Gibbons, J. 2003. Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands*, 23: 630-635.
- Hedges, S., W. Duellman, y M. Heinicke. 2008. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa*, 1737: 1-182.
- Hernández-Ordóñez, O., M. Martínez-Ramos, V. Arroyo-Rodríguez, A. González-Hernández, A., González-Zamora, D. A. Zárate y V. H. Reynoso. 2014. Distribution and conservation status of amphibian and reptile species in the Lacandona rainforest, Mexico: an update after 20 years of research. *Tropical Conservation Science*, 7:1-25.
- Holdridge, L. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center. San José, Costa Rica. 149 p.
- Huey, R. 1991. Physiological consequences of habitat selection. *American Naturalist*, 137:S91-S115.
- Parra-Olea G., Flores-Villela O. y C. Mendoza-Almeralla. 2014. Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 460-466.
- Poe, S. 2004. Phylogeny of anoles. *Herpetological Monographs*, 18:37-89
- Owen, J. 1989. Patterns of herpetofaunal species richness: relation to temperature, precipitation, and variance in elevation. *Journal of Biogeography*, 16: 141-150.
- Rodstrom, C., Olivieri ,S. y L. Tangley. 1999. Introducción. Pp. 13-20. En Nations, J. y B. Richard B. (Eds.). *La Selva Maya: conservación y desarrollo*. Ciudad de México, México.
- Stuart, S. 2008. Threatened amphibians of the world. Lynx Edicions, IUCN, Conservation International, Barcelona, España. 134 p.
- Wake, D. y J. Lynch. 1976. The distribution, ecology, and evolutionary history of plethodontid salamanders in tropical America. *Distribución, ecología e historia evolutiva de las almandras plethodontidas en América tropical*. *Natural History*, 25: 1-65.

Apéndice 1. Publicaciones científicas revisadas en donde se evalúa la respuesta de los ensamblajes de anfibios y reptiles a partir de actividades agropecuarias y forestales en regiones subtropicales. **Región Biogeográfica:** Neotropical (Neo), Afrotropical (Afro), Indomalasia (Indo), Australiana (Aus), Neártica (Nea). Tipo de vegetación: Bosque Tropical Húmedo (BTH), Bosque Tropical Subhúmedo (BTSH), Bosque Tropical Seco (BTS), Bosque Mesófilo de Montaña (BMM), Bosque Subtropical Húmedo (BSH), Bosque Subtropical Subhúmedo (BSSH), Matorral Subtropical (MS), Sabana Tropical (ST), Sabana Subtropical (SST), Bosque Subtropical Seco (BSS). Estrato: sotobosque (sotob) y arbóreo (arb).

Autor y año	Grupo	Región Biogeográfica	Vegetación	Temas	Técnicas	Estrato	Variables medidas
Inger y Colwell (1977)	Anfibios y reptiles	Indo	BTH y BTSH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Inger (1980)	Anuros y lagartijas	Indo	BTH, BTSH y BTS	conservado vs agropecuario/ aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob y arb	Estructura/composición
Lieberman (1986)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Enge y Marion (1986)	Anfibios y reptiles	Nea	BSH	aprovechamiento forestal	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Heinen (1992)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Gascon (1993)	Anuros	Neo	BTH	efecto de borde/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Greenberg <i>et al.</i> (1994)	Reptiles	Nea	BSH	aprovechamiento forestal	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Trainos y Woinarski (1994)	Lagartijas	Aus	ST	bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición/ var. amb.

Goldingay <i>et al.</i> (1996)	Anuros, lagartijas y serpientes	Aus	BTH y BSH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa y cantos	sotob	Estructura/ composición
Demaynadier y Hunter (1996)	Anfibios	Nea	BSH	aprovechamiento forestal/ efecto de borde/ bosques secundarios (agropecuario)	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Marsh y Pearman (1996)	Anuros	Neo	BMM	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura
Pearman (1997)	Anfibios	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Vitt <i>et al.</i> (1997)	Lagartijas	Neo	BTH	aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob	Estructura/ var. amb.
Lenart <i>et al.</i> (1997)	Lagartijas (Polychrotidae)	Neo	BTS	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob y arb	Estructura/ composición/ var. amb.
Tocher <i>et al.</i> (1997)	Anuros	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa y cantos	sotob y arb	Estructura/ composición/ var. amb.
Gascon <i>et al.</i> (1997)	Anuros	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	cantos	sotob y arb	Estructura/ composición/ var. paisaje.
Lehtinen <i>et al.</i> (1999)	Anfibios	Nea	BSSH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa, cantos, trampas larvas	sotob y acua	Estructura/ composición/ var. paisaje.
Lemckert (1999)	Anuros	Aus	BSH	aprovechamiento forestal	búsqueda directa y cantos	sotob	Estructura/ composición/ vat. amb./ var. paisaje
de Lima y Gascon (1999)	Anuros	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura
Raxworthy y Attuquayefio (2000)	Anfibios y reptiles	Afro	ST	conservado vs agropecuario	búsqueda directa y cantos	sotob	Estructura/ composición

Mac Nally y Brown (2001)	Reptiles	Aus	BSSH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Schlaepfer y Gavin (2001)	Anuros y lagartijas	Neo	BTH	efecto de borde	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Glor <i>et al.</i> (2001)	Lagartijas	Neo	BTSH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	trampas con pegamento	sotob	Estructura
Vonesh (2001)	Anuros, lagartijas y serpientes	Afro	BTH	conservado vs agropecuario/ aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Lima <i>et al.</i> (2001)	Lagartijas	Neo	BTH	aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob	Estructura
Hinde <i>et al.</i> (2001)	Anuros	Afro	BTH y BS	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
D'Cruze y Kumar (2001)	lagartiass	Indo	BTH y BS	conservado vs agropecuario/ aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Vallan (2002)	Anfibios	Afro	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Frederiksen y Frederiksen (2002)	Anfibios y reptiles	Neo	BSH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura
Tocher <i>et al.</i> (2002)	Anuros	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Fredericksen y Fredericksen (2002)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Meik <i>et al.</i> (2002)	Lagartijas	Afro	ST	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición

Toral <i>et al.</i> (2002)	Anuros	Neo	BMM	conservado vs agropecuario/ efecto de borde	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Cunningham <i>et al.</i> (2002)	Lagartijas	Nea	BSH y MST	bosques secundarios (fuego)/efecto de borde	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura
Ryan <i>et al.</i> (2002)	Anfibios y reptiles	Nea	BSSH y Humedal	aprovechamiento forestal/ conservado vs agropecuario	búsqueda directa, lin. desvío con trampas de caída, trampas de embudo y tablas	sotob	Estructura/ composición
Urbina-Cardona y Londoño (2003)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Krishnamurthy (2003)	Anfibios	Indo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob y arb	Estructura/ composición
Lehtinen <i>et al.</i> (2003)	Anfibios y reptiles	Afro	BTH	efecto de borde	búsqueda directa y cantos	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Jenkins <i>et al.</i> (2003)	Lagartijas (Camaleonidae)	Afro	BTH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Penn <i>et al.</i> (2003)	Lagartijas	Aus	BSH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa	sotob	Estructura
Fabricus <i>et al.</i> (2003)	Lagartijas	Afro	SSY y MS	conservado vs agropecuario	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Germano <i>et al.</i> (2003)	Anfibios, lagartijas y serpientes	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición

Pawar <i>et al.</i> (2004)	Anfibios y reptiles	Indo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición
Vallan <i>et al.</i> (2004)	Anfibios	Afro	BTH	aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Alcala <i>et al.</i> (2004)	Anfibios y reptiles	Indo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Fischer <i>et al.</i> (2004)	Lagartijas y serpientes	Aus	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat/ conservado vs agropecuario	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Parris y Lindenmayer (2004)	Anuros	Aus	BTH	conservado vs agropecuario/ aprovechamiento forestal	búsqueda directa, cantos y lin. desvío con trampas de caída	sotob y arb	Estructura/ composición/ vat. amb./ var. paisaje
Driscoll (2004)	Lagartijas y serpientes	Aus	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/ composición/ vat. amb./ var. Paisaje
Fredericksen y Fredericksen (2004)	Anuros	Neo	BTH	aprovechamiento forestal	lin. desvío con trampas de caída	sotob y arb	Estructura/ composición/ var. amb.
Woinarski <i>et al.</i> (2004)	Anuros, lagartijas y serpientes	Aus	BTH	bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición
Ernest y Rödel (2005)	Anuros	Afro	BTH	bosques secundarios (aprovechados y agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.

Gillespie <i>et al.</i> (2005)	Anuros, lagartijas, serpientes y cocodrilos	Indo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa, cantos y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición
Smart <i>et al.</i> (2005)	Lagartijas	Afro	SST	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob y arb	Estructura/ var. amb.
Leynaud y Bucher (2005)	Lagartijas	Neo	BSS	restaurado vs agropecuario	trampas de embudo	sotob	Estructura/ var. amb.
Goldstein <i>et al.</i> (2005)	Anfibios, lagartijas y serpientes	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura
Krishna (2005)	Anuros	Indo	BTS	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Kanowski <i>et al.</i> (2006)	Reptiles	Aus	BTH y BTSH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Bell y Donnelly (2006)	Anuros y lagartijas	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Urbina-Cardona <i>et al.</i> (2006)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	efecto de borde	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Ernest <i>et al.</i> (2006)	Anfibios	Afro y Neo	BTH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa y cantos	sotob	Estructura/ composición
Scott <i>et al.</i> (2006)	Lagartijas	Afro	MS	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición
Gardner <i>et al.</i> (2006)	Anuros y lagartijas	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa, cantos, lin. desvío con trampas de caída y trampas de embudo	sotob y arb	Estructura/ composición

Rios-López y Aide (2007)	Anuros y reptiles	Neo	BTSH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa y cantos	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Gardner <i>et al.</i> (2007)	Anuros	Afro	BTS	conservado vs agropecuario	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
King <i>et al.</i> (2007)	Anuros y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa, cantos y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Morrison <i>et al.</i> (2007)	Anuros y reptiles	Aus	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Preininger <i>et al.</i> (2007)	Anuros	Indo	BTH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y cantos	sotob y arb	Estructura/composición
Faira <i>et al.</i> (2007)	Anuros y lagartijas	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición
García-R <i>et al.</i> (2007)	Anuros	Neo	BTH	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Santos-Barrera <i>et al.</i> (2008)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa, cantos, lin. desvío con trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición
Bowman <i>et al.</i> (2008)	Reptiles	Indo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa, cantos y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Suazo-Ortuño <i>et al.</i> (2008)	Anuros y reptiles	Neo	BTS	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
de Souza <i>et al.</i> (2008)	Anuros	Neo	BTH	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición

Carvajal-Cogollo y Urbina Cardona (2008)	Reptiles	Neo	BTS	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Becker <i>et al.</i> (2008)	Anuros	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa, cantos y lin. desvío con trampas de caída	sotob y arb	Estructura/composición/ var. paisaje.
Macíp-Rios y Muñoz-Alonso (2008)	Lagartijas	Neo	BTH y BMM	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Luja <i>et al.</i> (2008)	Reptiles	Neo	BTSH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Calderon <i>et al.</i> (2008)	Reptiles	Neo	BTH y BS	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Ernest y Rödel (2008)	Anuros	Afro y Neo	BTH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (aprovechados)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Watling y Donnelly (2008)	Anuros, lagartijas y serpientes	Neo	BSH	fragmentación y pérdida del hábitat	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Dixo (2008)	Anuros y lagartijas	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Todd y Andrews (2008)	Lagartijas y serpientes	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición/ var. paisaje.
Greenberg <i>et al.</i> (2008)	Anfibios y reptiles	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Owens <i>et al.</i> (2008)	Anfibios y reptiles	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición

Ficteola <i>et al.</i> (2008)	Anuros	Neo	BTH	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y cantos	sotob y arb	Estructura/composición/ var. paisaje.
Pardini <i>et al.</i> (2009)	Anuros y lagartijas	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Cáceres-Andrade y Urbina-Cardona (2009)	Anuros	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Wanger <i>et al.</i> (2009)	Anuros, lagartijas y serpientes	Indo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Perry <i>et al.</i> (2009)	Anuros y reptiles	Nea	BSSH	bosques secundarios (aprovechados y agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Hutchens y DePerno (2009)	Anuros y reptiles	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Camurugi <i>et al.</i> (2010)	Anuros	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat/ conservado vs agropecuario	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Bickford <i>et al.</i> (2010)	Anuros	Indo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Herrera-Montes y Brokaw (2010)	Anuros y reptiles	Neo	BTSH	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Wagner <i>et al.</i> (2010)	Anuros, lagartijas y serpientes	Indo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Mott (2010)	Lagartijas y serpientes	Aus	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición/ var. amb.

Sten <i>et al.</i> (2010)	Anfibios, lagartijas y serpientes	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Cano y Leynaud (2010)	Anuros y lagartijas	Neo	SST y Humedal	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Matthews <i>et al.</i> (2010)	Anfibios y reptiles	Nea	BTH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/ composición
Kilpatrick <i>et al.</i> (2010)	Anfibios y reptiles	Nea	BSH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Smith y Rissler (2010)	Anfibios y reptiles	Nea	BSH	bosques secundarios (fuego)	trampas de embudo	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Kudavidanage <i>et al.</i> (2011)	Anuros	Indo	BTH	aprovechamiento forestal/ conservado vs agropecuario	búsqueda directa y cantos	sotob y arb	Estructura/ composición
Santos-Barrera y Urbina-Cardona (2011)	Anuros	Neo	BMM	efecto de borde	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Suazo-Ortuño <i>et al.</i> (2011)	Anfibios y Reptiles	Neo	BTS	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
da Silva <i>et al.</i> (2011)	Anuros	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa y cantos	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Hilje y Aide (2012)	Anfibios	Neo	BTH	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y cantos	sotob y arb	Estructura/ composición/ var. amb.
Malonza y Veith (2012)	Anuros y cecalias	Afro	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Rodrigues da Silva <i>et al.</i> (2012)	Anuros	Neo	BTH	agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.

Rodríguez-Mendoza y Pineda (2012)	Anuros	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Cabrera-Guzmán y Reynoso (2012)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Sung <i>et al.</i> (2012)	Anfibios y reptiles	Indo	BTSH	bosque secundario avanzado vs agropecuario	búsqueda directa, lin. desvío con trampas de caída y tablas	sotob	Estructura/composición
Russell y Downs (2012)	Anuros	Afro	BSS	conservado vs agropecuario	búsqueda directa, cantos, lin. desvío con trampas de caída y trampas de embudo	sotob y arb	Estructura/composición
Gillespie <i>et al.</i> (2012)	Anuros	Indo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (aprovechados)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Kutt <i>et al.</i> (2012)	Reptiles	Aus	BTH y ST	aprovechamiento forestal	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Allingham y Harvey (2012)	Anuros	Afro	ST	bosques secundarios (fuego)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Perry <i>et al.</i> (2012)	Anuros y reptiles	Nea	BSSH	bosques secundarios (fuego)	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Hoyos-Hoyos (2012)	Anuros, lagartijas, serpientes y tortugas	Neo	BMM	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ hábitos alimenticios
Ofori-Boateng <i>et al.</i> (2013)	Anuros	Afro	BTH y BTSH	aprovechamiento forestal	búsqueda directa y cantos	sotob y arb	Estructura/composición

Murrieta-Galindo (2013)	Anfibios	Neo	BMM	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. paisaje.
Folt y Reider (2013)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Behm <i>et al.</i> (2013)	Anuros	Indo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ atributos funcionales
Warguez <i>et al.</i> (2013)	Anuros	Indo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Bernie <i>et al.</i> (2013)	Anuros, lagartijas y serpientes	Neo	BSH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Hu <i>et al.</i> (2013)	Lagartijas	Aus	BSH	aprovechamiento forestal	lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición
Cantrell <i>et al.</i> (2013)	Anfibios, lagartijas y serpientes	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Meira y Eterovick (2013)	Anfibios, lagartijas y serpientes	Neo	BTSH	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa y lin. desvío con trampas de caída	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Brown <i>et al.</i> (2013)	Anfibios, lagartijas y serpientes	Nea	BTH	bosques secundarios (fuego)	cantos, lin. desvío con trampas de caída y embudo	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Sutton <i>et al.</i> (2013)	Anfibios y Reptiles	Nea	BSSH	aprovechamiento forestal/ bosques secundarios (fuego)	trampas de embudo	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Cortés-Gómez <i>et al.</i> (2013)	Anfibios	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.

Seshadri (2014)	Anuros	Indo	BTH	aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Trimble y van Aarde (2014)	Anfibios y Reptiles	Afro	BSH	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa, cantos, lin. desvío con trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/composición
Oliveira da Cunha Bitar <i>et al.</i> (2014)	Anuros	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Kurz <i>et al.</i> (2014)	Anfibios y Reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ efecto de borde	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Almeida-Gomes y Rocha (2014)	Anuros	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. paisaje.
Jongsma <i>et al.</i> (2014)	Anfibios	Neo	BTH y BMM	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Mendenhall <i>et al.</i> (2014)	Anfibios y Reptiles	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat/ conservado vs agropecuario	búsqueda directa, lin. desvío con trampas de caída y embudo	sotob	Estructura/composición
Mc Gregor y Burnett (2014)	Anuros, lagartijas y serpientes	Aus	BTH	aprovechamiento forestal	trampas de embudo	sotob	Estructura/composición
Chang-Deuk (2014)	Anuros, lagartijas y serpientes	Palaeartico	BSSH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición
Uribe y Estades (2014)	Lagartijas y serpientes	Neo	BTS	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb.
Gallmetzer y Schulze (2015)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario/ efecto de borde	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición/ var. amb./ atributos funcionales
Meza-Parral y Pineda (2015)	Anfibios	Neo	BMM	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/composición

Konopik <i>et al.</i> (2015)	Anfibios	Indo	BTH	conservado vs agropecuario/ aprovechamiento forestal	búsqueda directa	sotob y arb	Estructura/ composición
Hernández-Ordóñez <i>et al.</i> (2015)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Almeida-Gomes y Rocha (2015)	Anuros	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb./ atributos funcionales
Carvajal-Cogollo y Urbina Cardona (2015)	Reptiles	Neo	BTS	efecto de borde	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb./ atributos funcionales
Isaacs y Urbina-Cardona (2015)	Anuros	Neo	BMM	conservado vs agropecuario/ bosques secundarios (agropecuario)	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Watling y Braga (2015)	Anuros	Neo	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	lin. desvío, trampas de caída y trampas de embudo	sotob	Estructura/ composición/ var. amb./ atributos funcionales
Gilroy <i>et al.</i> (2015)	Anfibios y reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Almeida-Gomes <i>et al.</i> (2015)	Anuros	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición/ var. amb.
Angarita-M. (2015)	Anfibios y Reptiles	Neo	BTH	conservado vs agropecuario	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición
Riemann (2015)	Anfibios	Afro	BTH	fragmentación y pérdida del hábitat	búsqueda directa	sotob	Estructura/ composición



El estudio de los mamíferos en cafetales de México: tendencias y resultados

Jaime Manuel Calderón Patrón

Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro.
Correo electrónico: jcalderon50@hotmail.com

Odocoileus virginianus Foto: Rubén Pineda



Resumen

El cultivo del café (*Coffea arabica*) es uno de los más importantes a nivel mundial, y México es el quinto país con mayor producción. A pesar de ser una planta exótica, el sistema de manejo tradicional bajo sombra de este cultivo, ha demostrado tener un impacto positivo en la conservación biológica, ya que presenta una compleja y diversa estructura vegetal, lo que se traduce en una elevada heterogeneidad de hábitats permitiendo la presencia de una elevada riqueza de fauna silvestre. Sin embargo, el estudio de los mamíferos en cafetales en México sigue siendo escaso. Por medio de información recopilada de trabajos publicados se analiza la tendencia que el estudio de mamíferos silvestres en cafetales ha tenido en nuestro país así como la riqueza mastozoológica que mantienen. Se obtuvo el registro de 141 especies de mamíferos, y trabajos publicados en tres estados de la república (Veracruz, Chiapas y Oaxaca). Se obtuvo un total de 16 trabajos publicados, los cuales han ido en aumento a partir del 2004. Los resultados de estos estudios sugieren que los ecosistemas cafetaleros en México conservan una elevada riqueza de mamíferos, sin embargo, es necesario aumentar el conocimiento de este grupo en estos agroecosistemas.

Palabras clave: Riqueza, mamíferos, cafetales, México.

Introducción

El cultivo del café (*Coffea arabica*) es uno de los más importantes a nivel mundial, y México es el quinto país con mayor producción. En México el café se cultiva en las vertientes del Golfo y el Pacífico, desde los estados de Veracruz y Nayarit, respectivamente, a la frontera con Guatemala, entre los 200 y 1,500 msnm (Moguel y Toledo, 1996; 1997). A pesar de ser una planta exótica (El café es originario de Etiopía en África), el sistema de manejo tradicional bajo sombra de este cultivo (el 99% de los cafetales existentes en el país utilizan esta técnica), ha demostrado tener un impacto positivo en la conservación biológica, regulando y conservando suelos, clima, agua y biodiversi-

dad, brindando una gran cantidad de servicios ambientales (Moguel y Toledo, 1996, 1997; Perfecto *et al.*, 2003). El sistema de manejo de café bajo sombra presenta una compleja y diversa estructura vegetal, lo que se traduce en una elevada heterogeneidad de hábitats, y por lo tanto, en la presencia de una elevada riqueza de fauna silvestre (Moguel y Toledo, 1997). Además actúa como zona de amortiguamiento entre zonas forestales y matrices de zonas productivas de alta calidad, reduciendo los efectos de borde, y sirven como corredores incrementando la conectividad entre zonas conservadas y paisajes fragmentados (Perfecto *et al.*, 2003; Williams-Guillén y Perfecto, 2010; Philpott y Bichier, 2012; Caudill *et al.*, 2015).

Desde hace poco más de 30 años, se inició el estudio de la diversidad de fauna silvestre en cafetales de nuestro país (Aguilar-Ortiz, 1982), desde esa época a la fecha, el número de trabajos y taxones estudiados ha ido en aumento; sin embargo, el mayor número de estudios se ha realizado con insectos y aves (Aguilar-Ortiz, 1982; Morón y López-Menéndez, 1985; Greenberg, *et al.* 1997, Perfecto y Vandermer 2002; Perfecto *et al.*, 2003; Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004; Gordon *et al.* 2007; Manson *et al.*, 2008; Tejeda-Cruz y Gordon, 2008; Philpott *et al.*, 2008; Leyequién *et al.*, 2010; Philpott y Bichier, 2012); sin embargo, el estudio de los mamíferos en cafetales en México sigue siendo escaso. Por medio una revisión de literatura y páginas electrónicas se recopiló información que permite analizar la tendencia que el estudio de los mamíferos silvestres en cafetales ha tenido en nuestro país así como la riqueza mastozoológica que mantienen.

Objetivo

Conocer la diversidad de mamíferos presentes en los cafetales de nuestro país, la tendencia histórica de su estudio e identificar las categorías de conservación que presentan de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Método

Para recopilar la información sobre los mamíferos presentes en los cafetales de México se realizó una búsqueda en páginas electrónicas como *web of science* (<https://apps.webofknowledge.com>), *scopus* (<http://www.scopus.com>) y *google academic* (<https://scholar.google.com>) con las palabras mam-

mals coffee crops México y Mamíferos cafetales México, restringiendo la búsqueda a investigaciones realizadas puntualmente en cafetales, obteniendo un total de 16 referencias (Gallina *et al.*, 1992, 1996; Estrada y Coates-Estrada, 2002; Cruz-Lara *et al.*, 2004; Pineda *et al.*, 2005; García-Estrada *et al.*, 2006; García-Burgos, 2007; Gallina *et al.*, 2008; Sosa *et al.*, 2008; Contreras-Díaz, 2010; Palacios-Romo *et al.*, 2010; Saldaña-Vázquez *et al.*, 2010; Tlapaya y Gallina, 2010; Williams-Guillen y Perfecto, 2010, 2011; Mendoza-Saénz y Horvath, 2013). Con la información obtenida de los artículos se construyó una base de datos. La taxonomía de las especies registradas fue actualizada de acuerdo con Ramírez-Pulido *et al.*, (2014) y el estado de conservación se determinó de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Resultados

Riqueza. En total se obtuvieron registros para 10 órdenes, 27 familias, 87 géneros y 141 especies de mamíferos presentes en los cafetales de México, que corresponde el 29% de la mastofauna nacional. El orden con mayor número de especies es el Chiroptera, con 68, que representa el 50% de murciélagos registrados en México, seguido de Rodentia con 39 y Carnívora con 18 (Cuadro 1). Prácticamente se encuentran representados todos los órdenes de mamíferos terrestres con excepción del orden Perissodactyla.

Riqueza por estado. En esta consulta se encontraron registros de mamíferos en cafetales para los estados de Veracruz, Chiapas y Oaxaca, de los que Veracruz es el más rico, con 88 especies, 65 géneros y 24 familias, seguido de Chiapas con 85 especies,

57 géneros y 13 familias, y por último Oaxaca con 55, 33, y 19, respectivamente (Figura 1). Respecto al número de trabajos por estado, Veracruz presenta nueve, seguido de Chiapas con cinco y Oaxaca con dos.

Estado de conservación. Con respecto al estado de conservación de los mamíferos de cafetales que se encuentran en la NOM-059-2010, se registraron siete en peligro de extinción, seis bajo protección especial, y otras seis como amenazadas. Los órdenes con más especies en la NOM-059-2010 bajo alguna categoría fueron Chiroptera con siete especies y Carnívora con seis, seguido de Rodentia con dos, mientras que Pilosa, Primates y Soricomorpha solo presentan una.

Estado del arte. La mayor parte de los trabajos encontrados sobre mamíferos en cafetales

corresponden a murciélagos (seis publicaciones), seguido de los mamíferos medianos (cuatro), pequeños mamíferos (tres), mamíferos en general (dos), y uno de mamíferos pequeños y medianos. La mayor parte de los trabajos han sido realizados por investigadores mexicanos (14) pertenecientes a cinco instituciones académicas, destacando el Instituto de Ecología A.C. con ocho trabajos. El número de publicaciones sobre mamíferos en cafetales ha ido en aumento desde el primero publicado en 1992 (Gallina *et al.*, 1992), siendo el año 2010 con mayor número de publicaciones sobre el tema (cuatro; Figura 2). La mayor parte de los trabajos son de los estados de Veracruz (9), Chiapas (5) y Oaxaca (2).

Cuadro 1. Riqueza mastofaunística de los cafetales de México.

Orden	Familias	Géneros	Especies
Artiodactyla	2	3	3
Carnivora	5	14	18
Chiroptera	6	43	68
Cingulata	1	1	1
Didelphimorphia	1	3	4
Lagomorpha	1	1	2
Pilosa	1	1	1
Primates	1	1	1
Rodentia	8	20	39
Soricomorpha	1	2	4
Total	27	89	141

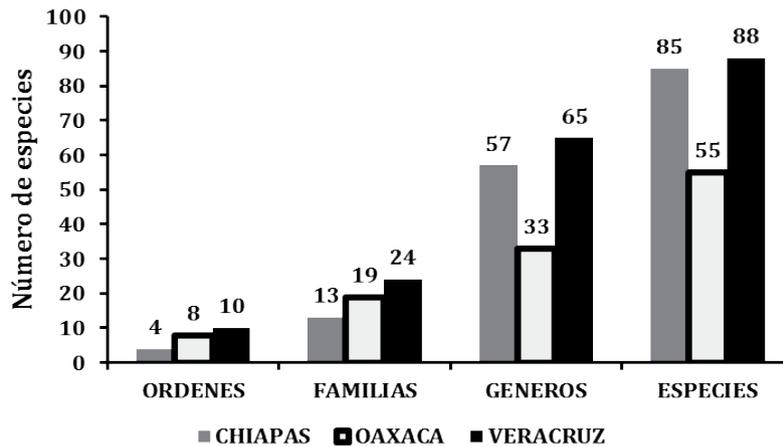


Figura 1. Riqueza mastofaunística de los cafetales de tres estados de la república mexicana.

Discusión

La riqueza de mamíferos de cafetales de México es alta, puesto que se encontró un total de 141 especies, que corresponde al 29% de la mastofauna nacional, destacando el orden Chiroptera con 68 especies representando el 50% de las especies de murciélagos registradas en México (Ramírez-Pulido *et al.*, 2014). Esto significa que los cafetales manejados bajo sombra son un hábitat importante para la conservación de los mamíferos en México. Este patrón es similar a lo registrado para otros grupos de vertebrados en México (Aguiar-Ortiz, 1982; Tejeda-Cruz y Sutherland, 2004; Macip-Ríos y Casas-Andreu, 2008; Philpott *et al.*, 2008; Tejeda-Cruz y Gordon, 2008); sin embargo, Leyequien *et al.*, (2010) mencionan que los cafetales bajo sombra de Puebla son los más ricos en aves de México.

En general, solo el 5% de los trabajos de biodiversidad en cafetales a nivel mundial tratan so-

bre mamíferos (Caudill, 2015). En México sigue el mismo patrón, ya que únicamente seis de 56 publicaciones sobre biodiversidad y servicios ambientales de los cafetales publicados entre 1990 y 2007 tratan sobre mamíferos (10.7%; Manson *et al.*, 2008). Actualmente el número de publicaciones de mamíferos en cafetales ha aumentado (16 publicaciones encontradas en este trabajo); sin embargo, la mayoría han sido realizadas con murciélagos, lo que influye en que la mayor parte de las especies registradas pertenezcan a este orden, por lo tanto, a pesar de que la tendencia en México es hacia el aumento de trabajos sobre biodiversidad en cafetales (Manson *et al.*, 2008), es necesario incrementar los estudios de diversidad de mamíferos en estos sistemas productivos sobre todo en estados como Oaxaca, Puebla (en donde se ha trabajado a profundidad con aves, Leyequien *et al.*, 2010), Guerrero, Hidalgo y otros estados de la república, donde los cafetales pre-

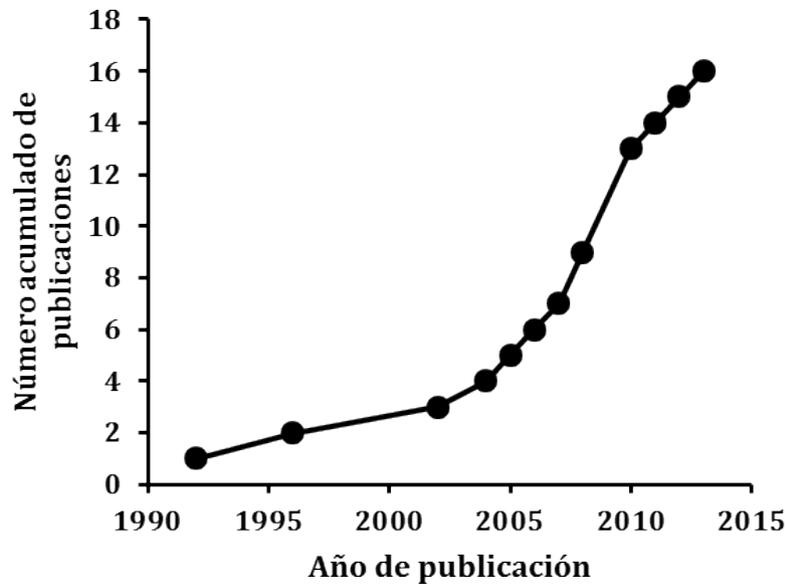


Figura 2. Curva acumulada de publicaciones para los mamíferos de los cafetales de México de 1992 al 2014.

sentan una superficie importante, pero no se ha estudiado su biodiversidad.

Agradecimientos

El autor agradece la beca posdoctoral otorgada por la “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados” (CONACYT) y el apoyo económico para la asistencia Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT).

Literatura citada

Aguilar-Ortiz, F. 1982. Estudio ecológico de las aves del cafetal. Pp. 103-128. En Jiménez Ávila, E., A. Gómez-Pompa (Eds.). Estudios agroecológicos en el agroecosistema cafetalero. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. México, DF: Compañía Editorial Continental, S.A. de C.V.

Caudill, A., F. DeClerck, y T.P. Husband. 2015. Connecting sustainable agriculture and wild-life conservation: does shade coffee provide habitat for mammals? *Agriculture, ecosystems and environments*, 199: 85-93.

Contreras-Díaz, R.G. 2010. Diversidad de pequeños mamíferos no voladores en los agroecosistemas cafetaleros de sombra en la Chinantla Alta, Oaxaca, México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. IPN. Oaxaca.

Cruz -Lara, L.E., C. Lorenzo, L. Soto, E. Naranjo y N. Ramírez-Marcial. 2004. Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la selva lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s), 20: 63-81.

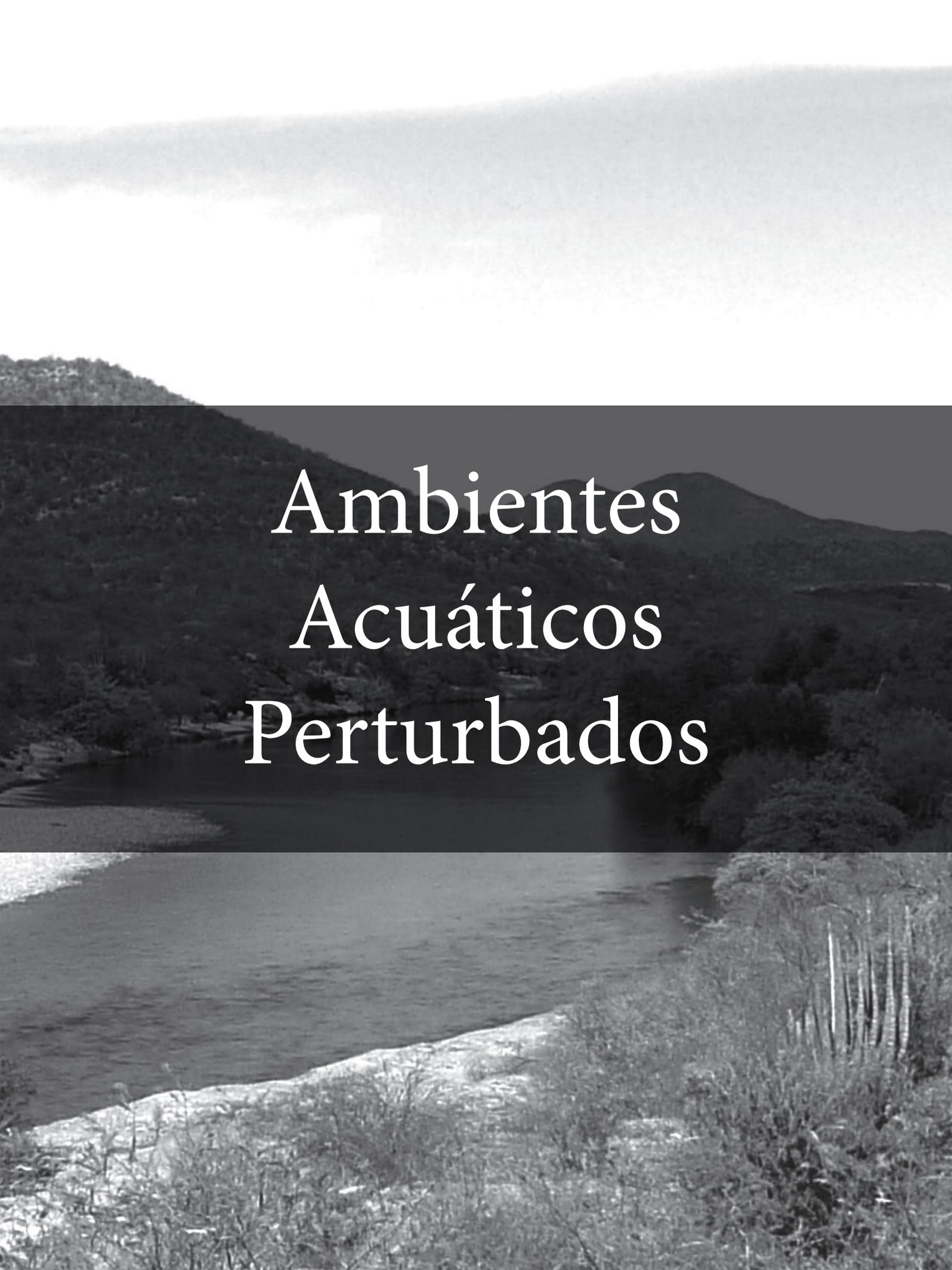
Estrada, A. y R. Coates Estrada. 2002. Bats in continuous forests, forests fragments and in a

- agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, México. *Biological Conservation*, 103: 237-245.
- Gallina, S., S. Mandujano y A. González-Romero. 1992. Importancia de los cafetales mixtos para la conservación de la biodiversidad de Mamíferos. *Boletín de la sociedad Veracruzana de Zoología*, 2: 11-17.
- Gallina, S., S. Mandujano y A. González-Romero. 1996. Conservation of mammalian biodiversity in coffee plantations of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry systems*, 33: 13-17.
- Gallina, S., A. González-Romero, A. y R. Manson. 2008. Mamíferos pequeños y medianos. Pp. 161-180. En Manson, R.H., V. Hernández Ortíz., S. Gallina y K. Mehltreter (Eds.). *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. INECOL INE-SEMARNAT. 348 pp.
- García-Burgos, J. 2007. Comparación de la riqueza de mamíferos medianos en un gradiente de manejo de cafetales del centro de Veracruz. Tesis de maestría en ciencias en Manejo de Fauna Silvestre. Instituto de Ecología, A.C.
- García-Estrada, C., A. Dammon, L. Soto-Pinto y G. Ibarra-Núñez. 2006. Bat diversity in montane rain forest and shaded coffee under different managements regimes in southeastern Chiapas, México. *Biological conservation*, 102: 351-361.
- Google Scholar :<https://scholar.google.com/> Última consulta: 7 de octubre del 2015
- Gordon, C., R. Manson, J. Sundberg y A. Cruz-Angon. 2007. Biodiversity, profitability, and vegetation structure in a Mexican coffee agroecosystem. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 118: 256-266.
- Greenberg, R., P. Bichier y J. Sterling. 1997. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 29 (4):501-514.
- Leyequién, E., W.F. de Boer y V.M. Toledo. 2010. Bird community composition in a shaded coffee agro-ecological matrix in Puebla, Mexico: the effects of landscape heterogeneity at multiple spatial scales. *Biotropica*, 42: 236-245.
- Macip-Ríos, R. y G. Casas-Andreu. 2008. Los cafetales en México y su importancia para la conservación de los anfibios y reptiles. *Acta Zoológica mexicana (n.s.)*, 24: 143-159.
- Manson, R., A. Contreras-Hernández y F. López-Barrera. 2008. Estudios de la biodiversidad en cafetales. Pp: 1-14. En Manson, R., V. Hernández Ortíz., S. Gallina y K. Mehltreter, (Eds.). *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. INECOL, INE-SEMARNAT. 348 pp.
- Mendoza-Sáenz, V. y A. Horváth. 2013. Roedores y murciélagos en la zona cafetalera del volcán Tacaná, Chiapas, México. *Therya*, 4: 409-423.
- Moguel, P. y V. M. Toledo. 1996. El café en México, ecología, cultura indígena y sustentabilidad. *Ciencias*, 43: 40-51.
- Moguel, P. y V. M. Toledo. 1997. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation biology*, 13: 11-21.
- Morón, M. A. y J. A. López-Menéndez. 1985. Análisis de la entomofauna necrófila de un cafetal en el Soconusco, Chiapas, México. *Folia entomológica mexicana*, 63: 47-59.
- Palacios-Romo, T., A. Sánchez-Vázquez, R. Contreras-Díaz y M. Pérez-Lustre. 2010. Inven-

- tario de mamíferos en sistemas cafetaleros de sombra asociados a la cuenca del río Copalita, Oaxaca, México. *Therya*, 3: 303-310.
- Perfecto, I., y J. Vandermeer. 2002. The quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology*, 16:174-182.
- Perfecto, I., A. Mas, T. Dietsch y J. Vandermeer. 2003. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri taxa comparisons in southern Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1239-1252.
- Philpott, S.M., W. Arendt, I. Armbrecht, P. Bichier, T. Dietsch, C. Gordon, R. Greenberg, I. Perfecto, R. Reynoso-Santos, L. Soto-Pinto, C. Tejeda-Cruz, G. Williams-Linera, G. Valenzuela y J.M. Zolotoff. 2008. Biodiversity loss in latin american coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds and tress. *Conservation Biology*, 22: 1093-1105.
- Philpott, S. M. y P. Bichier. 2012. Effects on shade tree removal on birds in coffee agrosystems in Chiapas, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149: 171-180
- Pineda, E., G. Halffter, C. Moreno y F. Escobar. 2005. Transformación del bosque de niebla en ecosistemas cafetaleros: cambios en las diversidades alfa y beta de tres grupos faunísticos. Pp. 177-190. En Halffter G., J. Soberon, P. Koleff y A. Melic. (eds.). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa beta y gamma. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad, Sociedad Entomológica Aragonesa.
- Ramírez-Pulido, J., N. González-Ruíz, A.L. Gardner y J. Arroyo-Cabrales. 2014. List of recent land mammals of Mexico. 2014. Special publications, Museum of Texas Tech University No 63.
- Saldaña-Vázquez, R., V. Sosa, J. Hernández-Montero y F. López-Barrera. 2010. Abundance responses of frugivorous bats (*Stenodermatinae*) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, México. *Biodiversity and Conservation*, 19: 2111-2124
- Scopus <http://www.scopus.com> Última consulta: 9 de octubre del 2105.
- SEMARNAT. 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.
- Sosa, V., H. Hernández-Salazar, D. Hernández-Conrique y A. Castro-Luna. 2008. Murciélagos. Pp. 181-192. En Manson, R.H., V. Hernández-Ortíz, S. Gallina y K. Mehlreter. (Eds.). Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación. INEECOL-INE-SEMARNAT.
- Tejeda-Cruz, C. y W. J. Sutherland. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation* 7: 169-179.
- Tejeda-Cruz, C. y C. E. Gordon. 2008. Aves. Pp. 149-160. En Manson, R, V. Hernández

- Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter. (Eds.). Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación. IN-ECOL, INE-SEMARNAT.
- Tlapaya, L. y S. Gallina. 2010. Cacería de mamíferos medianos en cafetales del centro de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s), 26: 259-277.
- Web of Science: <https://apps.webofknowledge.com>
Última consulta: 8 de octubre del 2015.
- Williams-Guillén, K e I. Perfecto. 2010. Effects of agricultural intensification on the assemblage of leaf nosed bats (Phyllostomidae) in a coffee landscape in Chiapas, México. *Biotropica*, 42: 605-613.
- Williams-Guillen, K. e I. Perfecto. 2011. Ensemble composition and activity levels of insectivorous bats in response to management intensification in coffee agroforestry systems. *Plos One*, 6 (1) e16502.





Ambientes
Acuáticos
Perturbados

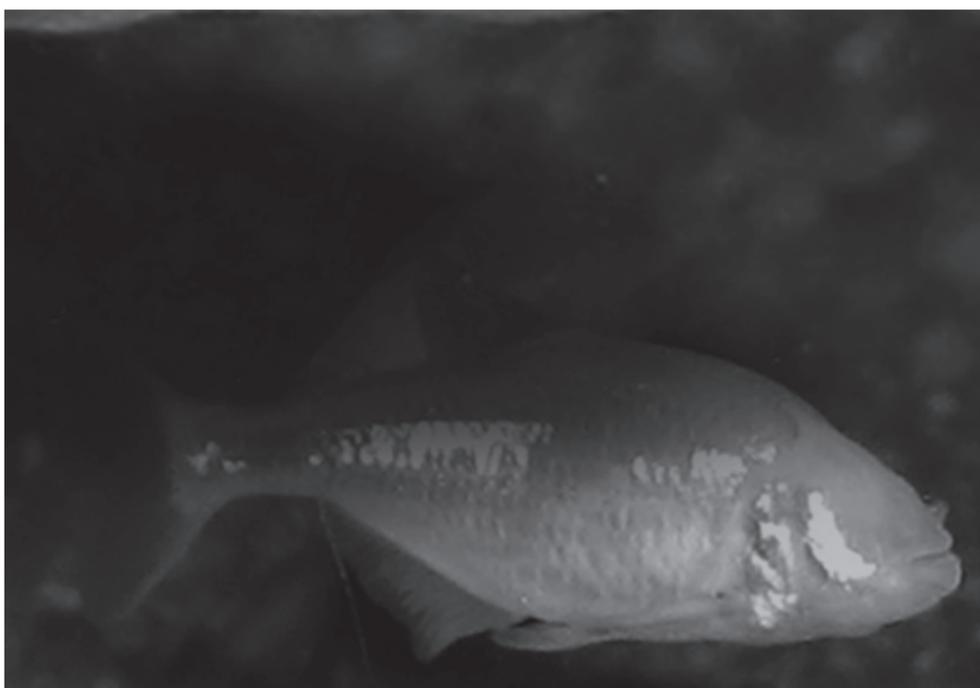


A case for conservation of the blind Mexican cavefish: An invaluable model for evolutionary and genomic studies

Joshua B. Gross

Department of Biological Sciences, University of Cincinnati, 312 Clifton Court,
Cincinnati, Ohio, USA.

Correo electrónico: grossja@ucmail.uc.edu



Abstract

Since their discovery in 1936, blind Mexican cavefish have become an invaluable scientific resource. Closely related surface dwelling forms persist in nearby rivers and streams. These fish represent a surrogate “ancestral” form to cavefish. Comparisons of cave and surface morphs have yielded countless insights over the past several decades. With the newly released genome sequence, this animal system is now poised to emerge as a 21st century natural model system. This chapter provides a brief natural and scientific history of this fascinating system, and details the evidence for the “uniqueness” of each individual cave population. Because of the growing attention these animals are receiving from the scientific community, it is important to be vigilant of potential and real threats to the natural populations. The principal anthropogenic threats affecting cave fauna include pollution, introduced (competitor) species, over-collection, habitat loss and hydrological exploitation. These threats can be addressed through a variety of interventions, including raising public awareness of this “natural treasure” and continued sharing of specimens between scientific labs. Through partnerships between the public, government officials and within the scientific community, this unique animal system can be best preserved for future generations.

Key words: Regressive evolution, troglomorphy, cave conservation, *Astyanax*, *Anoptichthys*.

Resumen

Desde su descubrimiento en 1936, los peces ciegos mexicanos de las cavernas se han convertido en un recurso científico invaluable. Existen parientes cercánamente relacionados que habitan en la superficie de ríos y arroyos adyacentes. Estos peces representan una forma “ancestral” sustituta de los peces de las cavernas. La comparación entre los morfos cavernícolas y los morfos superficiales ha generado gran cantidad de información durante las últimas décadas. Debido al reciente conocimiento de su secuencia genómica, este sistema animal representa un modelo natural del siglo 21. Este capítulo provee de una breve historia natural y científica de este fascinante sistema y muestra la singularidad que posee cada una de sus poblaciones. Debido a la creciente atención que estos animales han recibido, es importante considerar las amenazas que pueden presentar sus poblaciones. Las principales amenazas antrópicas que afectan la fauna de las cavernas incluyen la contaminación, las especies introducidas (competidoras), la sobreexplotación, la pérdida de hábitat y la explotación hidrológica. Estas amenazas pueden ser abordadas de diferentes formas, incluyendo hacer conciencia sobre este “tesoro natural” y continuar intercambiando especímenes entre diferentes laboratorios científicos. Este animal único puede ser conservado para las generaciones futuras a través de asociaciones entre el público, los gobiernos y la comunidad científica.

Palabras claves: Evolución regresiva, troglomorfía, conservación de las cuevas, *Astyanax*, *Anoptichthys*.

The blind cave-dwelling fish of northeastern Mexico

Deep within a series of limestone caves in NE Mexico resides several populations of the blind Mexican cavefish, *Astyanax mexicanus*. Among other cave-dwelling organisms, this animal is distinguished. For instance, the same species (or closely-related species according to some) supports two distinct morphotypes: a blind and de-pigmented cave form, and a surface-dwelling form (Gross, 2012). This feature enables the two different morphs to be compared at the behavioral, morphological, genetic, physiological and neurological levels (Figure 1). For these reasons, the blind form has attracted a great deal of interest in recent years across various scientific disciplines.

Despite the breadth of contemporary interest in this animal model system, Mexican cavefish enjoyed a relatively humble discovery. In 1936, a Mexican land surveyor named Salvador Coronado discovered the original (“type”) locality of blind cavefish at the Chica cave near Álvaro Obregón in San Luis Potosí (Breder, 1943). Following this discovery, an American fish hobbyist and trader (C. Basil Jordan) collected several specimens, which have become part of the commercial pet trade industry (Hubbs and Innes, 1936). Jordan also provided several specimens to Dr. Carl Hubbs, Curator of Ichthyology at the Museum of Vertebrate Zoology at the University of Michigan in the United States, who first formally described this animal system (Hubbs and Innes, 1936).

On first impression, these fish are quite remarkable owing to their complete and total loss of a structural eye and melanic pigmentation. Given these extreme phenotypes, cavefish were explored over the next several decades as an animal model for the study of cave-associated phenotypes. This emergence as a model cave system nicely illustrated Krogh’s Principle, which states: “For many problems there is an animal on which it can be most conveniently studied” (Krebs, 1975). Owing to the extreme nature of visual and pigmentation losses, cavefish emerged as an attractive system for investigating regressive features that recurrently evolve in cave-dwelling taxa.

At the time that this model system was discovered and reported in the literature, however, its taxonomic status was quite different than it is today. Indeed, the first formal scientific publication assigned the Mexican cave tetra to the now-defunct genus, “*Anoptichthys*” (Hubbs and Innes, 1936). This genus was assigned by Hubbs because of its Latin meaning: literally: bony fish (–“ichthys”) without eyes (“anoptic”–). Several decades after its discovery, however, molecular studies (based on allozyme variation) revealed that the cave-dwelling forms of *Anoptichthys*, and local surface-dwelling fish (*Astyanax mexicanus*) were much more similar than one would have expected between genera (Avisé and Selander, 1972). In a famous exchange detailed in his memoir, John Avisé wrote to (the eminent) ichthyologist Carl Hubbs and indicated that the cave *Anoptichthys* and surface-dwelling *Astyanax* may be members of the same species – owing to their molecular similarity. Dr. Hubbs retorted that anyone who

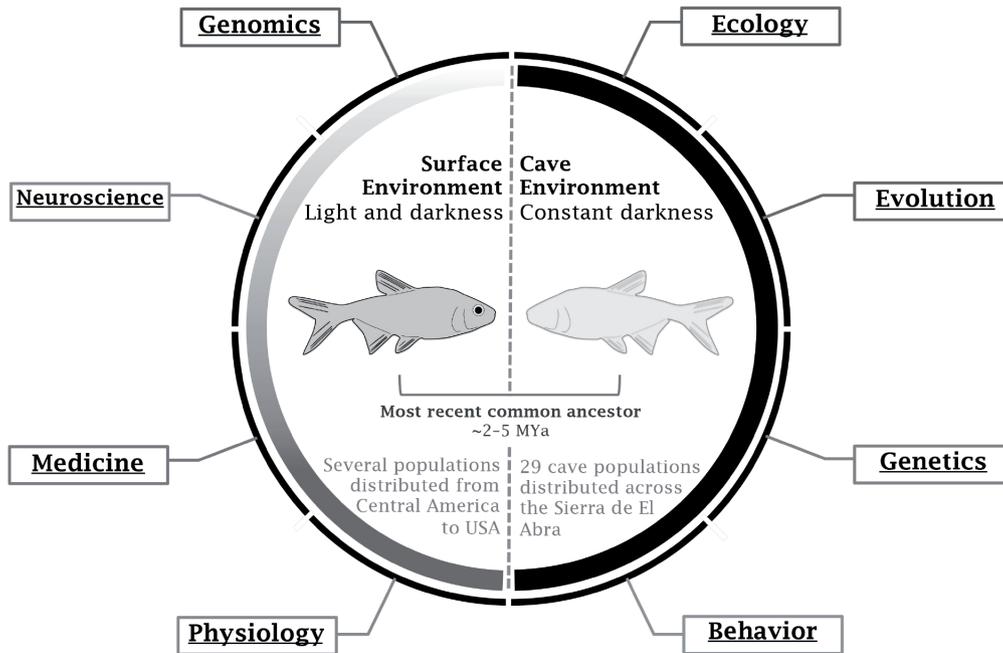


Figure 1. The blind Mexican cavefish, *Astyanax mexicanus*, is an emerging genomic model system with the ability to provide new insight to a wide spectrum of biological problems.

thinks that these fish are members of the same genus, let alone the same species, are “as blind as the fish themselves” (Avisé, 2001).

Remnants of this early taxonomic controversy still persist. For several decades following the discovery of the genetic similarity of cavefish and surface-dwelling *Astyanax*, the name “*Anoptichthys*” remained in the literature. Around the mid-to-late 1970s, a consensus opinion emerged that the surface and cave-dwelling forms are members of the same genus, and perhaps members of the same species (reviewed in Gross *et al.*, 2015). However, for several subsequent years, our ability to determine precise genetic distances between cave and surface-dwelling forms was stalled. Determining phylogenetic relationships among cave and surface fish was difficult, owing to 1) limited sampling of *Astyanax* cave populations, 2) incorrect assumptions around the length

of separation between cave and surface-dwelling forms, 3) the assumption that severity of troglomorphy provided a reliable metric of the age of different cave populations, and 4) the widespread convergent morphologies among numerous populations (reviewed in Gross, 2012). Prior to the extensive geographic sampling of the 1960s and 1970s, three cave populations (Chica, Sabinos and Pachón) dominated the landscape of cavefish literature (Mitchell *et al.*, 1977). Until the use of planes for aerial cave discovery, the cavefish community was unaware of how successful *Astyanax* cavefish have been at colonizing the subterranean biome (Mitchell *et al.*, 1977). Complementation studies revealed that two eyeless populations – that appeared phenotypically the same – yielded offspring with eyes (Wilkins, 1971). This experimental result, along with the identification of 29 total cave populations, underscored the notion

that different cave localities are occupied by fish with significant genetic differences, and have therefore been colonized many times.

Only in the last several years, with the application of next-generation sequencing tools and comprehensive field sampling, has a clearer picture of the phylogenetic relationships between cave and surface forms of *Astyanax* emerged. Although the controversy around the relatedness of cave and surface forms at the genus level has largely disappeared, a consensus belief around species-level designations persists. For example, while contemporary surface-dwelling forms are believed to be members of *Astyanax mexicanus*, there are up to 5 species-level names conferred on cave-dwelling forms, including *Astyanax mexicanus*, *-jordani*, *-fasciatus*, and *-hubbsi* (reviewed in Gross *et al.*, 2015). With additional sampling and testing of various population genetic models, perhaps an even clearer picture will emerge of the relatedness of cavefish to surface-dwelling forms – and cavefish populations to each other.

***Astyanax* as an historical and contemporary model system for evolutionary biology.** Historically, the blind Mexican cavefish began as a model system for understanding how cave-dwelling organisms are inter-related. Within a decade of the discovery of blind characins at the Chica locality, two additional cave populations were discovered at the Sabinos and Pachón localities (reviewed in Mitchell *et al.*, 1977). “Troglomorphic” (e.g., cave-associated) phenotypes became gradually more severe from the southern Chica cave, up the Valles de Antiguo Morelos, to the Sabinos cave and finally the northernmost Pachón cave.

This early observation led to one theory that surface-dwelling fish invaded the cave environment at the southern Chica cave, and then migrated northward through underground passages. According to this early theory, as the populations spread northward they became more isolated and adopted more extreme phenotypes (reviewed in Mitchell *et al.*, 1977). Certain phenotypes, namely craniofacial dermal bone morphologies, demonstrated stereotypical patterns that were specific to each cave. This led to the assignment of species-level names associated with each of these three cave populations: Chica = *Anoptichthys jordani*; Sabinos = *Anoptichthys hubbsi*; Pachón = *Anoptichthys antrobius* (Alvarez, 1946, 1947). This early theory of invasion and gradual troglomorphic evolution has been dismissed in light of the widespread discovery of several more cave populations, and contemporary population genetic studies that reveal a far more complex origin than could have been imagined in the 1940s.

Throughout the 1940s and 1950s, cavefish were adopted for a number of empirical scientific investigations including 1) the first hybridization studies between cavefish and surface-dwelling fish, 2) the first histological analyses of eye degeneration in cave-dwelling forms, and 3) the first behavioral studies characterizing changes in schooling and shoaling between the cave forms and their surface-dwelling counterparts (reviewed in Gross *et al.*, 2015). In the later-1950s and 1960s, several researchers capitalized on the ability to hybridize cave and surface forms to create viable hybrids to generate large experimental pedigrees (reviewed in Gross *et al.*, 2015).

From these pedigrees, certain Mendelian traits were discovered, and other complex (polygenic) phenotypes – such as eye loss – were similarly characterized. During the 1960s and 1970s, *Astyanax* research topics expanded in the domains of endocrinology, extravisual sensory expansion (neuromasts and taste buds), and nervous system changes in blind cave forms (reviewed in Gross *et al.*, 2015). In the 1980s, additional discoveries characterized changes in lipid metabolism, oxygen consumption, and alterations to circadian rhythmicity and olfaction (reviewed in Gross *et al.*, 2015). The 1990s witnessed a growth in 1) the application of molecular and genetic tools for characterizing various genes of importance for visual system development and function, 2) several population genetic analyses, and 3) landmark experimental embryology studies illustrating the role of the lens in visual system degeneration (reviewed in Gross *et al.*, 2015).

Beginning in the early 2000s, the first quantitative genetic studies got underway with the construction of the first recombination-based linkage map (based on RFLPs; reviewed in Gross *et al.*, 2015). Over the past dozen or so years, several studies have capitalized on this research strategy providing new insights to the question of how many genes have led to various cave-associated phenotypes including retinal degeneration, neuromast expansion, craniofacial fragmentation, vibration attraction behavior, sleep reduction, and albinism (reviewed in Gross *et al.*, 2015). Very recently, the first draft genome has become available, facilitating the search for and the characterization of crucial candidate genes likely mediating

many of these changes (McGaugh *et al.*, 2014). The presence of a draft genome, and its continued improvement towards a “finished grade” genome in the next several years, will herald a new era in cave biology and evolutionary research.

Evidence for the “uniqueness” of different cave populations. Given the immense scientific progress in this unique study system over the past eight decades, interestingly, most of our collective insight has stemmed from studies focusing on only one or a few cave populations. For instance, many of the published QTL studies have used the individuals derived from the Pachón cave locality as the cave morph parental stock (Gross *et al.*, 2009). This particular population is useful for genetic studies since 1) these individuals harbor extreme differences in phenotype compared to surface-dwelling forms, and 2) this is believed to be a highly isolated population that has undergone a series of bottleneck events over the past several hundreds (or thousands) of generations (Mitchell *et al.*, 1977). For this reason, scoring phenotypic differences between parents and subsequent F_1 and F_2 generations is relatively straightforward and simple. Additionally, the vast amount of putative genomic differences between the cave and surface forms yields a large source of genetic polymorphisms that are helpful for constructing linkage maps.

The strength of this approach, however, comes with a key weakness – a relative dearth of information on the other 28 known cave populations harboring blind characins. Despite the temptation to conclude that “all cave populations are created equal”, mounting evidence actually suggests that

virtually every one of the cave populations across the El Abra landscape are unique. Geologic evidence for the uniqueness of populations came from hydrology studies in the 1970s that suggested an internal drainage divide separates the “northern” El Abra caves (which flow to the Río Mante) from the “southern” El Abra caves (which flow to the Río Choy; Mitchell *et al.*, 1977). Additional geographic evidence supporting the uniqueness of each population comes from the fact that some cave localities have extremely intricate passages, the architecture of cave formations ranging from simple “cuevas” to complex “sotanos”. For instance, some cave entrances are situated closer to sea level (e.g., Chica entrance = ~50m above sea level) while other entrances are “perched” (Pachón entrance = 210 m above sea level; Mitchell *et al.*, 1977). Finally, some cave populations harbor enormous bat roosts (which provide a constant food supply to fish inhabitants) while other cave environments are not occupied by bats, and are therefore extremely depauperate (Mitchell *et al.*, 1977).

Recent population genetic studies also indicate substantial population structure dividing each of the Mexican cavefish populations. No longer is it believed that all of the extant cave populations derived from local surface-dwelling forms. Rather, the consensus view is that the subterranean environment was invaded multiple times throughout the past several millions of years (reviewed in Gross, 2012). Moreover, the surface-dwelling forms that invaded the karst network are likely descended from two different stocks. The older stock of surface-dwelling fish invaded the caves

of the El Abra region (i.e., those caves extending from the southern Chica cave to the isolated Pachón cave). It is unlikely that members of the same stock seeded all cavefish populations, but rather that multiple invasions from this more ancient stock independently invaded the El Abra caves several times (Bradic *et al.*, 2012). This older surface-dwelling lineage likely went locally extinct. A second, younger stock of surface-dwelling fish then seeded the caves of the north (the Sierra de Guatemala) and the caves to the west (Sierra de Colmena, or the “Micos” caves). This younger surface-dwelling lineage is related to the local surface fish that still occupy rivers and streams in the region (reviewed in Bradic *et al.*, 2012).

Breeding studies also provide evidence for the “uniqueness” of cave populations. One of the crowning characteristics of cavefish is their reduction or total loss of eyes. In 1971, it was discovered that breeding individuals from two different eyeless cave populations resulted in offspring with a structural eye (Wilkins, 1971)! This result suggests that the genetic changes that mediate eye loss in two (geographically close) cave populations are different. More recently, Borowsky (2008) extended this work even further, demonstrating that the extent of recovery of a structural eye across different eyeless cave populations positively correlates with the geographic distance between caves. For example, the closer two different eyeless cave populations are to one another geographically, the closer we can assume they are genetically (owing to a higher level of similarity in eye loss loci; Borowsky, 2008). In sum, substantial evidence from the literature – drawn from geolo-

gical, genetic, population and ecological studies – clearly demonstrates that each cave population is very different from one another. For these reasons, the development of conservation strategies aimed at protecting these remarkable creatures for scientific and public enjoyment is crucial.

Challenges for survival of cave-dwelling forms. A number of threats can affect the stability of cave environments and their inhabitants. One common threat of habitat degradation includes changes to the cave habitat, such as rock removal and deforestation (Proudlove, 2001). Owing to the massive levels of limestone deposition, the El Abra region has been impacted by quarry expansion (via the cement industry) over the last several decades (Aguayo-Camargo, 1998). Although this gradual exposure provided excellent access to the stratigraphic layers of the El Abra Limestone, continued or excessive exposure can threaten the water quality and delicate karst habitats of 15 cave localities clustered within ~20km of the Taninul Quarry (near Ciudad Valles in San Luis Potosí; Aguayo-Camargo, 1998).

A second anthropologic threat type includes hydrological manipulations that can include water removal or displacement for human consumption, irrigation or damming (Proudlove, 2001). In other species, this type of threat has led to substantial drops in water levels, which impacts feeding abilities of cave animals and dangerously increases the salinity of the water (reviewed in Proudlove, 2001). Indeed, this threat may be one of the most salient concerns, given projections for 2050 that clearly indicate the water available for human consumption

and use will decrease markedly over the next 50 years (reviewed in Proudlove, 2001). Many of the areas that will suffer the greatest loss co-occur in regions occupied by cave animals (Proudlove, 2001). A colleague performing field research in the Chica cave, which is situated on private property, relayed a story in which they met members of a local household that installed a pipe directly from the cave into their home. When my colleague asked the family if they were aware that cavefish live in the cave, they responded that they knew – owing to the fact that they would occasionally see live fish swimming among the items in their clothes washer (Ornelas-García, 2015; pers. comm.).

Environmental pollution stemming from agricultural and industrial runoff (fertilizers and pesticides) is another concern for cave habitats (Proudlove, 2001). Perhaps the most alarming consequence of this form of anthropogenic threat is that it may be acute (e.g., a toxic spill) in nature and therefore have rapid and devastating impacts on cave fauna (Proudlove, 2001). Over-collection of specimens from the natural cave habitat can also negatively impact local populations. Proudlove (2001) discussed this anthropogenic threat in the context of cave forms of *Astyanax*, in light of their historical collection for the commercial pet trade. Somewhat counter-intuitively, this has likely *facilitated* preservation of the natural Chica population, since the success of the original collection has rendered further natural collections unnecessary.

Introduced animals can also threaten natural cave dynamics. For instance, tilapia was introdu-

ced to the area of the El Abra in the late 1980s (Bradic *et al.*, 2012) and live specimens have been reported in the literature, as well as identified in the field (pers. obs., Río Subterráneo in March 2013). Along with the introduction of other species to the fragile cave environments come the risk of hybridization, competition for food resources, and loss of endemic species through predation (Proudlove, 2001).

Extinction consequences and conservation opportunities. The potential consequences of loss of cave biodiversity caves are largely self-evident. The loss of natural cave fauna would bring a severe loss of opportunities to gain scientific insight to problems with evolutionary and biomedical relevance. Developing effective conservation strategies is especially difficult for subterranean fauna since these organisms frequently demonstrate “cryptic biodiversity” (Niemiller *et al.*, 2013). The “cryptic” nature of these animals is a product of widespread convergence on phenotypes evolving under similar environmental pressures. An especially confounding issue for cave organisms is that subterranean species are generally of high conservation concern (owing to the fragile nature of their habitats), yet many of these cryptic lineages have not yet been described (Niemiller *et al.*, 2013). Despite these challenges, it remains important to assess species richness and identify biodiversity “hotspots” in order to prioritize conservation strategies (e.g., designing nature preserves).

Using the southern cavefish (*Typhlichthys subterraneus*) as an example, Niemiller *et al.* (2013) described how advances in isolation and characterization of genetic data (e.g., using next-generation

sequencing) can dramatically facilitate delineation of cryptic species. In the case of *Astyanax* cavefish populations, such genetic analyses are already underway or have been completed. Genetic analyses, however, are not the only source of information upon which assessments can be based. Niemiller *et al.* (2013) used several sources of information for assessment, including: 1) direct fieldwork, 2) state and local government database reports, 3) primary literature, 4) caving organization publications (such as the Association for Mexican Cave Studies [AMCS]), and 5) museum collections.

Another critical source of information for biodiversity assessment is population size estimation. Collecting this information, again, poses a challenge for several caves that are technically challenging to access. Only a few reports have included mark-and-recapture studies of blind Mexican tetra populations. The population size estimates provided by Mitchell *et al.* (1977) included 1) enormous estimated size *ranges* (e.g., Pachón size estimates [with a 95% confidence limit] = between 1279 and 18,283 individuals), and 2) these studies were performed ~ 40 years ago, and the population dynamics have surely changed (several times) since then. Revised population estimates, combined with an assessment of vulnerability level will help prioritize particular lineages for intervention.

In light of the challenges associated with cave fauna conservation, it is also essential that realistic opportunities are proposed and pursued. A first recommendation is to improve our collective understanding of the populations at the highest risk of extinction. This can be pursued through careful review of 1) the scientific literature, espe-

cially the most recent population genetic analyses based on many loci and next-generation sequencing; 2) museum collections including historic specimens housed at the Museum of Vertebrate Zoology (University of Michigan), the Museum of Comparative Zoology (Harvard University), and the American Museum of Natural History; 3) and the rich literature available through the Association for Mexican Cave Studies (<http://www.amcs.org>).

A second recommendation is to improve public understanding and awareness of these remarkable creatures. In the United States, a series of postage stamps were issued in the 1950s with beautiful images of a variety of animals under the broad heading, “Wildlife Conservation”. These popular stamps, showcasing animals such as the king salmon, pronghorn antelope, wild turkey and whooping cranes, brought wider public attention to these “national treasures” by exposing many Americans to animals that they may have never before encountered. Animals of scientific relevance, including cave animals, have been beautifully showcased in other countries postage stamps, including the three-spined stickleback fish (Japan, Switzerland, Belgium, Denmark), cichlid fish (Venezuela, Pakistan, Malawi, Burundi, Afghanistan), and the European blind cave salamander (Slovenia, Croatia, Yugoslavia). To my knowledge, a cavefish postage stamp has never been produced – perhaps now is the time to showcase this Mexican treasure for all of the people of Mexico (Figure 2).

Conservation of the ecosystem begins with increased knowledge of the hydrology of the region. Although much work was performed in the

area of the El Abra caves in the 1970s (reviewed in Mitchell *et al.*, 1977), our understanding of water movement throughout the entire El Abra complex and the northern Guatemala cave networks and western Colmena caves remains incomplete. With a clearer understanding of water flow patterns and connections between different cave localities, we can better predict (and therefore prepare for) minor and catastrophic contamination events. The fragile cave ecosystem itself can be better protected through intervention from government agencies, e.g. designating particular caves as national preserves. In the Mammoth Cave network of Kentucky, several engineered cave entrances comprised of protective, metal-insulated security doors ensure minimal impact of tourists, visitors and ambient environment on the delicate ecosystem of the cave.

Several practical measures can ensure the longevity of Mexican cave tetra. For instance, many zoos in the United States will partner with institutions to create breeding centers – especially for animals from threatened habitats. These programs can be successful in maintaining stocks of animals otherwise vulnerable to extinction. Similarly, several academic institutions have partnered with research scientists to create “stock centers”, such as the *Ambystoma* Genetic Stock Center at the University of Kentucky (www.ambystoma.org/genetic-stock-center). This center (which is supported by the U.S. National Institutes of Health) ensures the axolotl model system (*Ambystoma mexicanum*) is widely available to the scientific community, eliminating the need to collect these animals from



Figure 2. A fictitious (author-rendered) postage stamp prototype is proposed as one mechanism to increase popular knowledge of, and support for, the blind Mexican cavefish.

their native habitat. At present, *Astyanax* cavefish do not yet have an open stock center, however one will hopefully be created with financial support in the coming years. In the meantime, the most important resource within our community is *collegiality*. Informally, within the *Astyanax* community of cavefish researchers, many labs have been quite generous in sharing stocks of individuals collected, or derived, from the wild. This generosity should continue to be encouraged as newer labs enter the community, so that the value of this 21st century model system can be fully realized without endangering this Mexican national treasure.

Acknowledgements

The author wishes to thank the organizers of the First National Congress of Native Fauna in Anthropogenic Environments (REFAMA CO-

NACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) for the invitation to participate in the proceedings. The author also thanks members of the Gross Lab at the University of Cincinnati, especially A. Gangidine for providing helpful edits of this chapter, as well as Dr. Patricia Ornelas-García. This work was supported by grants from the National Institutes of Dental and Craniofacial Research (NIDCR), National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, U.S.A. (grant number R01DE025033) and the U.S. National Science Foundation (DEB-1457630) to JBG.

Literature Cited

Aguayo-Camargo, J. E. 1998. The middle Cretaceous El Abra Limestone at its type locality (facies, diagenesis and oil emplacement), east-central Mexico. *Revista Mexicana de*

- Ciencias Geológicas, 15: 1-8.
- Alvarez, J. 1946. Revisión del género *Anoptichthys* con descripción de una especie nueva (Pisces, Characidae). Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas México, 4: 263-282.
- Alvarez, J. 1947. Descripción de *Anoptichthys hubbsi* caracínido ciego de la Cueva de Los Sabinos, S. L. P. Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural, 8: 215-219.
- Avise, J. C. 2001. Captivating life. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. 212 p.
- Avise, J. C. and R. K. Selander. 1972. Evolutionary genetics of cave-dwelling fishes of the genus *Astyanax*. Evolution, 26: 1-19.
- Borowsky, R. 2008. Restoring sight in blind cavefish. Current Biology, 18: R23-R24.
- Bradic, M., P. Beerli, F. J. Garcia-de Leon, S. Esquivel-Bobadilla and R. L. Borowsky. 2012. Gene flow and population structure in the Mexican blind cavefish complex (*Astyanax mexicanus*). BMC Evolutionary Biology, 12: 9.
- Breder, C. M. 1943. Apparent changes in phenotypic ratios of the Characins at the type locality of *Anoptichthys jordani* Hubbs and Innes. Copeia, 1943: 26-30.
- Gross, J. B. 2012. The complex origin of *Astyanax* cavefish. BMC Evolutionary Biology, 12: 105.
- Gross, J. B., R. Borowsky and C. J. Tabin. 2009. A novel role for *Mcl1r* in the parallel evolution of depigmentation in independent populations of the cavefish *Astyanax mexicanus*. PLoS Genetics, 5: e1000326.
- Gross, J. B., B. Meyer and M. Perkins. 2015. The rise of *Astyanax* cavefish. Developmental Dynamics, 244: 1031-1038.
- Hubbs, C. L. and W. T. Innes 1936. The first known blind fish of the family Characidae: a new genus from Mexico. Occasional Papers of the Museum of Zoology, University of Michigan, 342: 1-7.
- Krebs, H. A. 1975. The August Krogh principle: For many problems there is an animal on which it can be most conveniently studied. Journal of Experimental Zoology, 194: 221-226.
- McGaugh, S. E., J. B. Gross, B. Aken, M. Blin, R. Borowsky, D. Chalopin, H. Hinaux, W. R. Jeffery, A. Keene, L. Ma, P. Minx, D. Murphy, K. E. O'Quin, S. Retaux, N. Rohner, S. M. J. Searle, B. A. Stahl, C. Tabin, J. N. Volff, M. Yoshizawa and W. C. Warren. 2014. The cavefish genome reveals candidate genes for eye loss. Nature Communications, 5: 5307.
- Mitchell, R. W., W. H. Russell and W. R. Elliott. 1977. Mexican eyeless characin fishes, genus *Astyanax*: Environment, distribution, and evolution. Texas Tech Press, Lubbock, Texas. 89 p.
- Niemiller, M. L., G. O. Graening, D. B. Fenolio, J. C. Godwin, J. R. Cooley, W. D. Pearson, B. M. Fitzpatrick and T. J. Near. 2013. Doomed before they are described? The need for conservation assessments of cryptic species complexes using an amblyopsid cavefish (Amblyopsidae: *Typhlichthys*) as a case study. Biodiversity and Conservation, 22: 1799-1820.
- Proudlove, G. S. 2001. The conservation status of hypogean fishes. Environmental Biology of Fishes, 62: 201-213.
- Wilkins, H. 1971. Genetic interpretation of regressive evolutionary processes: Studies on hybrid eyes of two *Astyanax* populations (Characidae, Pisces). Evolution, 25: 530-544.



Biología reproductiva del pedrete corona negra (*Nycticorax nycticorax*) en la Laguna de Zumpango, México, México

Araceli Janette Rodríguez Casanova* e Iriana Zuria

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Centro de Investigaciones Biológicas,
Área Académica de Biología, Laboratorio de Interacciones Biológicas.

*Correo electrónico: arze_hbk@hotmail.com



Resumen

Inmersos en ambientes urbanizados, los humedales del centro de México representan hábitats importantes para muchas aves acuáticas. Este es el caso de la Laguna de Zumpango, que alberga una importante diversidad de aves y donde se reproducen varias especies residentes. Se estudió la biología reproductiva de *Nycticorax nycticorax* ya que no se tenían datos sobre su reproducción en este sitio. De marzo a agosto de 2015 se realizó la búsqueda y seguimiento de nidos mediante recorridos en lancha. Se obtuvieron las características generales de los huevos y nidos, y se determinó el éxito de eclosión. La temporada reproductiva inició a mediados de abril y culminó a mediados de julio. Se encontraron un total de 66 nidos (84 puestas), en manchones de tule; en el 71.9% de los nidos se observó por lo menos una cría. El tamaño de la puesta varió de 1 a 4 huevos, observándose 3 huevos en el 45.5% de los nidos. Se observó un 100% de éxito de eclosión en 15 nidos. Los resultados reflejan la importancia de la laguna para la reproducción de la avifauna residente, se propone realizar monitoreo constante, e implementar medidas que favorezcan la conservación de la avifauna y su hábitat.

Palabras clave: Anidación, humedal, aves, nidada, conservación.

Introducción

El pedrete de corona negra (*Nycticorax nycticorax*) es una garza que se encuentra ampliamente distribuida en el mundo, pertenece a la familia Ardeidae, y es una especie con hábitos de forrajeo nocturnos (Huizar *et al.*, 2005). En América del Norte en la década de los 60s las poblaciones de *N. nycticorax* mostraron un decremento, debido al uso de contaminantes como el DDT, un pesticida organoclorado que ha sido la causa del principal fracaso reproductivo en muchas poblaciones de aves (Hothem *et al.*, 2010).

En México se han estudiado algunas poblaciones reproductivas de esta garza (Becerril y Carmona, 1997; Hernández-Vázquez, 2005; Sánchez-Bon *et al.*, 2010). A pesar de que se ha documentado su presencia en la Cuenca de México (Huizar *et al.*, 2005; Sullivan *et al.*, 2009), los

datos relacionados con la biología reproductiva de la especie son desconocidos. En la Laguna de Zumpango ya se tenían registros de la presencia del pedrete (Saldaña-Martínez, 2002), y actualmente pueden observarse individuos durante el crepúsculo en el borde del humedal.

El pedrete de corona negra (*Nycticorax nycticorax*) ha sido considerada una especie indicadora de la calidad del hábitat porque puede ser acumuladora de contaminantes (Hothem *et al.*, 2010), es una especie de nivel trófico superior (piscívora) y anida en colonias (Bill *et al.*, 2007; Hauber, 2014). Debido a estas características resulta importante estudiar sus poblaciones, ya que pueden obtenerse datos que permiten evaluar la calidad del hábitat donde se distribuye (Bill *et al.*, 2007) y en general, el conocimiento sobre la biología reproductiva de las aves acuáticas repre-

senta una pieza clave para proponer estrategias de manejo del hábitat. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue estudiar la biología reproductiva de *N. nycticorax* para recopilar información sobre su temporada reproductiva, tamaño de la nidada, los sustratos de anidación y su éxito reproductivo, en un humedal del centro de México que presenta alto grado de impacto humano.

Método

Área de estudio. La Laguna de Zumpango se ubica en la parte norte de la Cuenca de México a los 19°47'25" N y 99°7'51" O, a una altitud de 2,200 msnm. Se ubica en el Estado de México y abarca el 5.67% del territorio municipal de Zumpango y el 9.51% del territorio del municipio de Teoloyucan. Cuenta con una superficie de 1,865 ha, un perímetro de 18 Km, una profundidad máxima de 6 metros (Navarrete-Salgado *et al.*, 2004) y una capacidad máxima de almacenamiento de agua de 100 millones de m³ (INEGI, 2010). La laguna forma parte de la Región Hidrológica Prioritaria 68 "Remanentes del Complejo Lacustre de la Cuenca de México" (CONABIO, 2015). La laguna está rodeada de asentamientos urbanos y zonas agrícolas, y periódicamente ha sido sometida a procesos de desecación que seguramente afectan a las poblaciones de aves acuáticas.

Trabajo de campo. Para la búsqueda y seguimiento de los nidos se realizaron visitas semanales durante los meses de marzo a agosto del 2015, los recorridos en lancha se efectuaron a partir de las 8:00 h y hasta las 16:00 h (Bibby *et al.*, 1992). Los recorridos se enfocaron en la zona de la laguna con vegetación acuática emergente, ya que las

garzas pueden utilizar este tipo de vegetación para anidar (Baicich y Harrison, 2005; Hauber, 2014). Los nidos se ubicaron a partir de observaciones de la conducta de los adultos, como el cortejo o actividades relacionadas con la construcción del nido (Martin y Geupel, 1993; Ralph *et al.*, 1996; Sutherland *et al.*, 2004).

La temporada reproductiva se delimitó a partir de los primeros y los últimos nidos activos, además se determinó el número de puestas en cada nido monitoreado mediante el seguimiento constante. Se establecieron las fechas de inicio de cada etapa reproductiva (construcción de nido, incubación, eclosión de las crías y juveniles) y con estos datos se elaboró el calendario reproductivo de la especie para la Laguna de Zumpango. El periodo de incubación se estimó a partir de los nidos en los que se detectó la puesta del primer huevo (considerando que son puestos en intervalos de 2 días) y cuando estuvo completa, hasta los días en los que se observó la eclosión de las crías.

Una vez ubicados los nidos se tomaron las siguientes medidas: largo y ancho de la plataforma, altura sobre el nivel del agua y se registró el tipo de sustrato (Baicich y Harrison, 2005; Goodfellow, 2011). En los nidos se registraron las características generales de los huevos: largo, ancho y peso, utilizando un calibrador y una báscula de precisión (pesola). Además, se registró el tamaño de la nidada una vez que se completó la puesta (Baicich y Harrison, 2005; Hauber, 2014). El éxito de eclosión se calculó dividiendo el número de polluelos que eclosionaron entre el tamaño de la nidada (Liljestrom, 2011). Para los nidos donde se encontraron sólo crías, y el tamaño de nidada

mero de huevos fue de 1 a 4 huevos, siendo de 4 huevos en el 13.6%, de 3 huevos en el 45.5%, de 2 huevos en el 19.7%, y de 1 huevo en el 9.1% de las puestas.

Éxito de eclosión. Del total de puestas ($n = 84$), sólo en 15 de ellas se observó el 100% de éxito de eclosión (Cuadro 3). Las principales causas de fracaso fueron la depredación de huevos y la muerte de los volantones debido a factores abióticos como el viento y la lluvia. Se encontraron huevos picoteados por aves, posiblemente por *Quiscalus mexicanus* que también anida en los manchones de tule, o por individuos de *N. nycticorax*. Se observó que las crías permanecieron en el nido hasta los 38-40 días de edad.

Discusión

En este trabajo reportamos por primera vez varios aspectos de la biología reproductiva de *N. nycticorax* para la zona de la Laguna de Zumpango, en la Cuenca de México, un sitio altamente perturbado por las actividades antropogénicas que se desarrollan dentro y alrededor de la la-

guna. A pesar de ser un sitio con alta influencia humana, se encontró y estudió un número grande de nidos, comparado con Becerril y Carmona (1997) quienes reportaron 5 nidos, mientras que Hernández-Vázquez (2005) estudió 80 nidos en la costa de Jalisco.

La temporada reproductiva y las variables morfométricas de los huevos obtenidos en este trabajo concuerdan con lo reportado para otras poblaciones de Norte América (Baicich y Harrison, 2005; Hothem *et al.*, 2010; Hauber, 2014). Sin embargo, se observó una diferencia en el periodo de incubación, ya que en la Laguna de Zumpango fue ligeramente más largo (26-28 días) comparado con el reportado de 24-26 días para poblaciones en Norte América (Hothem *et al.*, 2010; Hauber, 2014). Es posible que estas diferencias se deban a las condiciones climáticas que se presentaron en la laguna durante el 2015, principalmente el viento y la lluvia que provocan temperaturas más bajas, por lo que los periodos de incubación pueden alargarse (Erwin *et al.*, 1996).

El tamaño de la nidada de *N. nycticorax* en

Cuadro 3. Éxito de eclosión de *N. nycticorax* ($n=84$ puestas) durante la temporada reproductiva de 2015 en la Laguna de Zumpango.

Tamaño de la puesta	Número de puestas observadas	Éxito de eclosión % (número de puestas)
4	12	100 (0), 75 (4), 50 (1), 25 (3), 0 (4)
3	40	100 (7), 66 (9), 33 (5), 0 (19)
2	18	100 (7), 50 (2), 0 (9)
1	6	100 (1), 0 (5)
Desconocido	8	-

la Laguna de Zumpango (1-4 huevos) fue en promedio menor a lo reportado para la especie principalmente en poblaciones de Norte América donde se han encontrado tamaños de nidada que van de 3 a 5 huevos (Baicich y Harrison, 2005; Jungsoo y Tae-Hoe, 2007; Hothem *et al.*, 2010; Hauber, 2014). Lo anterior puede estar influenciado por la cantidad de recursos presentes en el área, como el alimento (Jungsoo y Tae-Hoe, 2007) y la competencia inter e intraespecífica (Erwin *et al.*, 1996).

Nycticorax nycticorax es considerada una especie que anida en colonias de la misma especie, o de diferentes especies (Hauber, 2014), por lo tanto puede llegar a competir con otras aves, como con la garza pie dorado (*Egretta thula*) por sitios de anidación y con la garza blanca (*Ardea alba*) por alimento (Post, 2008), lo anterior es importante ya que ambas especies residen y se reproducen actualmente en el sitio.

Además, *N. nycticorax* es considerada una especie depredadora de huevos, por lo que podría estar afectando el éxito reproductivo de las parejas de su misma especie, otras garzas (Cupul-Magaña, 2004) y especies como el Zanate mexicano (*Quiscalus mexicanus*), que también se reproduce en la Laguna de Zumpango. En este estudio observamos que los adultos de *Q. mexicanus* presentaron comportamiento agresivo en contra de *N. nycticorax*, ya que podría estar depredando sus nidos.

El pedrete corona negra puede utilizar varios tipos de sustrato, como árboles y arbustos, además de vegetación acuática como el tule (*Scirpus validus*; Baicich y Harrison, 2005; Hothem *et al.*,

2010; Hauber, 2014). Se encontraron nidos exclusivamente en tule (*S. validus*), a pesar de que había algunos árboles aislados en la laguna. La preferencia por este sustrato se podría relacionar con la probabilidad de depredación, ya que se ha observado que los nidos colocados a una mayor altura están más expuestos a depredadores (Cupul-Magaña, 2004) y aquellas parejas que hacen sus nidos a menor altura tienen la probabilidad de ser más exitosas, además estas parejas realizan las puestas más temprano en la temporada, por lo que pueden elegir los mejores sitios de anidación (Uzun, 2009).

No eclosionó ninguna cría en el 44% de las puestas, mientras que en el 17.8% de las puestas eclosionaron todos las crías, para estas últimas, el tamaño de nidada fue de entre 2 y 3 huevos, lo que sugiere que este tamaño de nidada es óptimo para asegurar un alto porcentaje en el éxito de eclosión para la Laguna de Zumpango. En general, se observó mayor depredación durante la segunda puesta, cuando las primeras crías de *N. nycticorax* tenían entre 28-30 días de edad y son capaces de depredar nidos aledaños, aun de su misma especie. En repetidas ocasiones observamos a los juveniles de *N. nycticorax* recorriendo el tule en busca de alimento.

Las actividades humanas también están directamente relacionadas con el éxito de eclosión. En este estudio observamos que durante la primera puesta fueron abandonados un mayor número de nidos, lo cual posiblemente se deba a que el periodo de pesca de los pobladores coincidió con la temporada reproductiva de estas garzas. Se ha reportado que *N. nycticorax* es una especie suscep-

tible a la presencia de depredadores, lo que puede ocasionar el abandono de los nidos, y en general, ante la presencia de depredadores, los adultos invierten menos tiempo en las actividades de reproducción, incluida la incubación y el cuidado de las crías, ya que éstos pasan más tiempo en alerta y defendiendo el nido (Fernández-Juricic *et al.*, 2007).

Los resultados de este trabajo reflejan la importancia de la Laguna de Zumpango para la reproducción de *N. nycticorax*, a pesar de las condiciones del humedal, por lo que se propone realizar monitoreo constante de esta población, e implementar medidas que favorezcan su conservación y la de su hábitat. Entre las medidas que se proponen está el mantenimiento y ampliación de las zonas con vegetación acuática emergente, además de evitar actividades intensivas en las zonas de reproducción durante las fases críticas de la reproducción de las aves.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico y al proyecto FOMIX-CO-NAyT Hidalgo- 191908 Proyecto “Diversidad biológica del estado de Hidalgo (tercera etapa)”.

Literatura citada

- Baichich, P. J. y C. O. Harrison. 2005. Nests, eggs and nestlings of North American Birds. Princeton field guides. New Jersey, USA. 480 p.
- Becerril, F. y R. Carmona. 1997. Anidación de aves acuáticas en la Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México (1992-1994). *Ciencias Marinas*, 23: 265-271.
- Bibby, C. J., Burgess N. D. y D. A. Hill. 1992. Bird census techniques. British Trust for Ornithology and the Royal Society for the Protection of Birds. Academic Press Limited. Londres, UK. 255 p.
- Bill, W., Brinker, D. y B. Watts. 2007. The status of colonial nesting wading bird populations within the Chesapeake Bay and Atlantic Barrier Island-Lagoon System. *Waterbirds*, 1: 82-92.
- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2015. Listado de estados de México, riqueza de aves. Última consulta 10 de septiembre de 2015. http://avesmx.conabio.gob.mx/lista_region?tipo=estado
- Cupul-Magaña. F. G. 2004. Observaciones sobre la anidación de tres especies de ardeidos en el estero Boca-Negra, Jalisco, México. *Huitzil*, 5: 7-11.
- Erwin, R. M., Haig, J. G., Stotts, D. B. y J. S. Hatfield. 1996. Reproductive success, growth and survival of Black-crowned Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) and snowy egret (*Egretta thula*) chicks in Coastal Virginia. *The Auk*, 113: 119-130.

- Fernández-Juricic, E., Zollner, P. A., Le Blanc, C. y L. M. Westphal. 2007. Responses of nestling Black-crowned Night Herons (*Nycticorax nycticorax*) to Aquatic and terrestrial recreational activities: a manipulative study. *Waterbirds*, 30: 554-565.
- Goodfellow, P. 2011. Avian architecture how birds design, engineer and build. Princeton University Press. New Jersey. 160 p.
- Hauber, M. E. 2014. The book of eggs: a life size guide to the eggs of six hundred of the world's bird species. The University of Chicago Press. UK. 656 p.
- Hernández-Vázquez, S. 2005. Aves estuarinas de la costa de Jalisco, México: análisis de la comunidad, reproducción e identificación de áreas de importancia para la conservación de las aves. Tesis de doctorado. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México. 165 p.
- Hothem, R.L., Brussee, B.L. y A.E. Davis. 2010. Black-crowned Night-Heron (*Nycticorax nycticorax*), The birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca. Obtenido de <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/074>.
- Huizar, R., Jiménez, E. y C. Juárez. 2005. La laguna de Tecocomulco: geo-ecología de un desastre. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 232 p.
- INEGI Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2010. Última consulta: 15 de septiembre de 2015. Obtenido de <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/mexico>.
- Jungsoo, K. y K. Tae-Hoe. 2007. Clutch size, reproductive success and growth rate of Black-crowned Night Herons *Nycticorax nycticorax*. *Waterbirds*, 30: 129-132.
- Liljestrom, M. 2011. Biología reproductiva de la golondrina patagónica *Thachycineta meyeni* en Ushuaia, Tierra de Fuego. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires. Argentina. 143 p.
- Martin, T.E. y G.R. Geupel. 1993. Nest-monitoring plots: methods for locating nest and monitoring success. *Journal of Field Ornithology*, 64: 507-519.
- Navarrete-Salgado, N., Contreras-Rivero, G. Fernández, G.E. y M.L. Rojas-Bustamante. 2004. Situación de *Girardinichthys viviparus* (especie amenazada) en los Lagos de Chapultepec, Zumpango y Requena. *Revista de Zoología*, 15: 1-6.
- Post, W. 2008. Food exploitation patterns in an assembly of estuarine herons. *Waterbirds*, 32: 179-192.
- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martín, T.E., De Sante, D.F. y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Pacific Southwest Research Station. Albany, California, USA. 44 p.
- Saldaña-Martínez, S. 2002. Estudio Avifaunístico en la Laguna de Zumpango, Estado de México. Tesis de Licenciatura en Biología. FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. México DF. 61 p.
- Sánchez-Bon, G., Fernández, G., Escobedo-Erías, D., Torres-Torner, J. y J.A. Cid-Becerra. 2010.

- Spatial and temporal composition of the avifauna from the barrier islands of the San Ignacio-Navachiste-Macapule lagoon complex, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas*, 36: 355-370.
- Sullivan, B. L., Wood, C. L., Liff, M.J., Bonney, R. E., Fink, D. y S. Kelling. 2009. eBird: a citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation*, 142: 2282-2292.
- Sutherland, W. J., Newton, I. y R. E. Green. 2004. *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford, UK. 386 p.
- Uzun, A. 2009. Do the height and location of Black-crowned Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) nest affect egg production and breeding success? *Waterbirds*, 32: 357-359.



Especies invasoras como factor de antropización ambiental

Ernesto Recuero

Red temática: Biología, Manejo y Conservación de la Fauna Nativa en Ambientes Antropizados. Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Juriquilla, Querétaro, México. Correo electrónico: ernestorecuero@gmail.com



Resumen

Las especies invasoras se han convertido en una de las principales preocupaciones de la biología de la conservación en la presente crisis de diversidad a nivel global. Generalmente se trata de especies exóticas introducidas de forma deliberada o accidental por el hombre. Aunque comúnmente las especies exóticas no logran medrar en los nuevos hábitats, desapareciendo eventualmente o manteniendo poblaciones pequeñas y localizadas, en algunos casos pueden devenir en organismos invasores, afectando directamente a especies nativas por depredación o competencia, o alterando considerablemente la estructura y funcionamiento de los ecosistemas ocupados. En función de su capacidad de alteración de los ecosistemas las especies invasoras son catalogadas en tres categorías, “drivers” y “back-seat drivers” (con capacidad de alteración ambiental) y “passengers” (especies que aprovechan otros procesos de perturbación de ecosistemas). La investigación sobre especies invasoras en México muestra un fuerte y progresivo incremento en los últimos 15 años, indicando el interés científico, social y económico de esta problemática. Sin embargo, la mayoría de los trabajos están orientados hacia grupos taxonómicos concretos (peces e insectos). Es necesario aumentar el esfuerzo de estudio en otros taxones para poder comprender los procesos e impactos ambientales implicados en las invasiones de especies exóticas.

Palabras clave: Invasoras, extinción, homogenización biótica, driver, back-seat driver, passenger.

Introducción

La introducción de especies exóticas, de forma intencionada o accidental, ha estado ligada a la actividad humana durante miles de años (Ewel *et al.*, 1999) y la progresiva globalización de la economía ha incrementado a niveles nunca vistos el grado de transferencia de organismos entre regiones y ecosistemas históricamente independientes (Perrings *et al.*, 2010). Como en cualquier proceso de dispersión y colonización la introducción de especies exóticas suele tener una tasa de éxito baja, por lo que sólo una pequeña fracción de estas especies logrará asentarse en los nuevos

territorios (Williamson y Fitter, 1996). De las nuevas poblaciones que logran establecerse, algunas pueden extenderse y en ciertos casos provocar impactos negativos, pasando a ser especies invasoras (Kolar y Lodge, 2001). Debido al gran número y variedad de introducciones de especies, y a pesar de que no todas las especies exóticas llegan a establecerse fuera de sus áreas de distribución nativa, la presencia de especies invasoras se ha convertido en uno de los principales factores de cambio global y una de las mayores amenazas para la diversidad biológica, teniendo además un alto impacto económico e incluso de salud públi-

ca (Sala *et al.*, 2000; Jeschke y Strayer 2005; Vilà *et al.*, 2010). Por ejemplo, se estima que una especie como el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), debido a su impacto especialmente en infraestructuras hidroeléctricas y para abastecimiento de agua, genera unas pérdidas económicas sólo en Estados Unidos de alrededor de 1000 millones de dólares anuales (Pimentel *et al.*, 2005). La llegada a América de enfermedades como el dengue o la fiebre amarilla se cree asociada a la introducción del mosquito *Aedes aegypti* durante los siglos XVI-XVII (Juliano y Lounibos, 2005).

Aunque en muchos de los casos de extinción de especies conocidos hasta la fecha no se dispone de información sobre los factores causantes, se estima en más de la mitad de los casos estarían involucradas especies invasoras, mientras que hasta un 20% de las extinciones parecen provocadas exclusivamente por la acción de especies invasoras (Clavero y García-Berthou, 2005). En México se han registrado cientos de especies invasoras de flora y fauna, incluidas muchas de las consideradas entre las 100 más perjudiciales a nivel global (Lowe *et al.*, 2004; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009). Presentes en ambientes marinos, dulceacuícolas y terrestres, han provocado, entre otros graves problemas, al menos la extinción de 23 especies y subespecies de vertebrados en México (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009). Buena parte de estas extinciones han acaecido en islas, áreas especialmente sensibles a este problema por su generalmente delicado equilibrio ecológico y por la frecuente presencia de microendemismos.

A pesar de que la superficie de territorio insular mexicano supone sólo un 0.2% del total del

país hasta un 50% de las extinciones registradas en México han ocurrido en islas, en su mayor parte mediadas por especies exóticas invasoras como ratas, gatos, cabras o conejos (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2008), como parece el caso de especies como el petrel de Guadalupe (*Oceanodroma macrodactyla*) o la paloma de Socorro (*Zenaida graysoni*) (Jehl y Parkes, 1983; Jehl y Everett, 1985; Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009); en estas islas, a menudo deshabitadas, la introducción de especies exóticas puede ser el principal factor de antropización ambiental (Reaser *et al.*, 2007). Es destacable que, aunque en la mayoría de los casos no se llegue a la extinción total de una especie, la presencia de especies invasoras puede ser el detonante de la desaparición de poblaciones nativas, disminuyendo la diversidad local y alterando los procesos ecológicos y evolutivos en un proceso conocido como homogenización biótica, por el cual se produce un aumento en la similitud genética, taxonómica y funcional entre diferentes zonas o ecosistemas a lo largo de un periodo de tiempo determinado (Olden, 2008).

Aunque es evidente la problemática asociada a la invasión de ecosistemas por parte de organismos exóticos, el efecto de cada especie puede ser variado y depender de múltiples factores (Pišek *et al.*, 2010; Vilà *et al.*, 2010). Mientras que en muchos casos las invasiones son el reflejo de alteraciones ambientales previas, en otros son el principal componente en el proceso de antropización ambiental (Vitousek *et al.*, 1996). De esta forma se han designado tres categorías de especies invasoras: “drivers”, “passengers” y “back-seat drivers” (MacDougall y Turkington, 2005; Bauer, 2012).

En la primera categoría se incluyen aquellas especies que son causa directa del declive de organismos nativos y/o la alteración de ecosistemas. En este caso, en un proceso de restauración ecológica la eliminación del invasor debería conducir a la recuperación del funcionamiento y composición original del ecosistema. Por ejemplo, la erradicación de especies herbívoras invasoras, principalmente cabras (*Capra aegagrus hircus*), ovejas (*Ovis orientalis aries*), burros (*Equus africanus asinus*) y/o conejos (*Oryctolagus cuniculus*) en varias islas de las costas de Baja California está permitiendo la recuperación de especies vegetales nativas y de los hábitats que éstas conformaban, fundamentales para especies animales endémicas como el junco de Guadalupe (*Junco insularis*) (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2008). Sin embargo, puede darse el caso que la erradicación de las especies invasoras genere nuevos desequilibrios, por ejemplo, al volver a modificarse las redes tróficas (Glen *et al.*, 2013). La eliminación de la población invasora de *Oryctolagus cuniculus* en la Isla Redonda en el océano Índico permitió la recuperación de numerosos endemismos animales y vegetales, pero provocó a su vez la expansión de otra especie vegetal exótica que ha devenido en invasora (North *et al.*, 1994).

En la segunda categoría, “passengers”, se encuadrarían las especies invasoras que se asocian a alteraciones ambientales previas, no siendo las causantes principales de los desequilibrios en la composición y funcionamiento de los ecosistemas originales. La presencia de este tipo de especies invasoras puede considerarse un síntoma de problemas subyacentes y su erradicación no

conllevaría la recuperación de los ecosistemas naturales originales (Bauer, 2012). Un ejemplo claro de este tipo de especies lo compondrían los organismos antropófilos que ocupan principalmente ambientes rurales y urbanos, como cucarachas (*Periplaneta americana*), la mosca doméstica (*Musca domestica*) el ratón doméstico (*Mus musculus*) o el gorrión común (*Passer domesticus*), en la actualidad prácticamente cosmopolitas gracias a su naturaleza comensalista y a la expansión de ambientes agrícolas y urbanos, desde el Neolítico hasta la actualidad (Sax y Brown, 2000; Anderson, 2006; Suzuki *et al.*, 2013).

Ambas categorías pueden considerarse los extremos de un continuo, de forma que la categoría de los “back-seat drivers” incluye a invasores que, si bien se vieron favorecidos inicialmente por alguna alteración ambiental previa, contribuyen con su presencia a intensificar dicha alteración o a generar nuevos cambios ambientales (Bauer, 2012). Aunque frecuentemente su efecto sea el de una mayor alteración ambiental puede darse el caso que la presencia del invasor tenga el efecto de contrarrestar la perturbación inicial. La eutrofización producida por el vertido de nutrientes en medios acuáticos puede conducir a condiciones de hipoxia que condicionan las comunidades bióticas presentes. Ante estas nuevas condiciones muchas de las especies nativas desaparecen mientras algunas especies exóticas, como el caso de gusanos anélidos del género *Marenzelleria*, pueden verse favorecidos. Estos organismos, al remover sedimentos con su actividad, permiten de nuevo la oxigenación de los mismos y la eventual recuperación de parte de las comunidades nativas

(Norkko *et al.*, 2012). La restauración ecológica de estos ecosistemas debe, a priori, contemplar la eliminación del invasor, pero también debe necesariamente implementar medidas para la corrección de las alteraciones ambientales que promovieron su expansión inicial (Bauer, 2012).

Estado del arte de la temática en México

Para poder valorar el estado del arte de los estudios sobre especies invasoras en México se realizaron diferentes búsquedas en la base de datos Zoological Record para cuantificar los trabajos sobre el tema publicados durante las últimas tres

décadas. Las búsquedas generales se realizaron por palabras clave (invasive species, exotic species, alien species) y posteriormente fueron filtradas para identificar los trabajos sobre poblaciones mexicanas. Además se analizó la distribución de los trabajos encontrados por grupos taxonómicos. Los trabajos encontrados en la citada base de datos corresponden a publicaciones científicas en revistas indexadas y libros, por lo que no reflejan el trabajo publicado como tesis doctorales o artículos de divulgación.

Los resultados indican un fuerte incremento en la investigación de especies exóticas invasoras en México en la última década, seguramen-

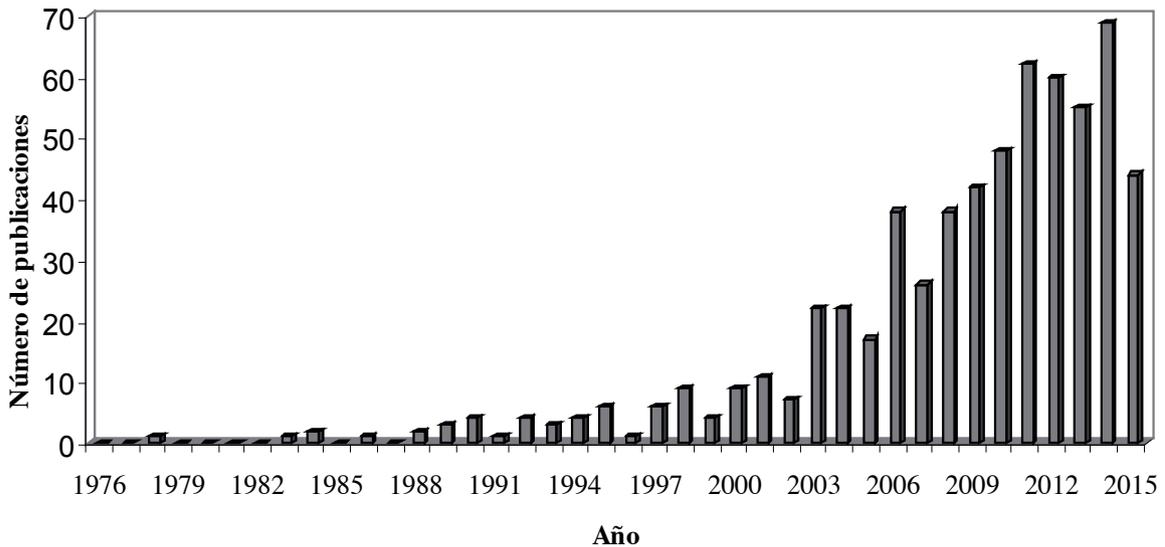


Figura1. Representatividad taxonómica en los trabajos publicados sobre especies exóticas invasoras en México en las tres últimas décadas.

te asociado a una mayor concientización sobre la problemática que suponen, no sólo a nivel de conservación, sino también a nivel socioeconómico. Los trabajos identificados corresponden principalmente a artículos en revistas científicas, pero también han tenido difusión en congresos y capítulos de libro. Debido al alto impacto ecológico y económico que puede derivarse de especies

invasoras, existen diferentes publicaciones que ofrecen una visión general de la problemática y donde se proponen líneas de actuación y gestión (ver por ejemplo Aguirre-Muñoz et al., 2009 y Mendoza y Koleff, 2014).

En cuanto al análisis por grupo taxonómico, destacan los peces y los insectos, ya que entre ellos suman prácticamente la mitad de los trabajos pu-

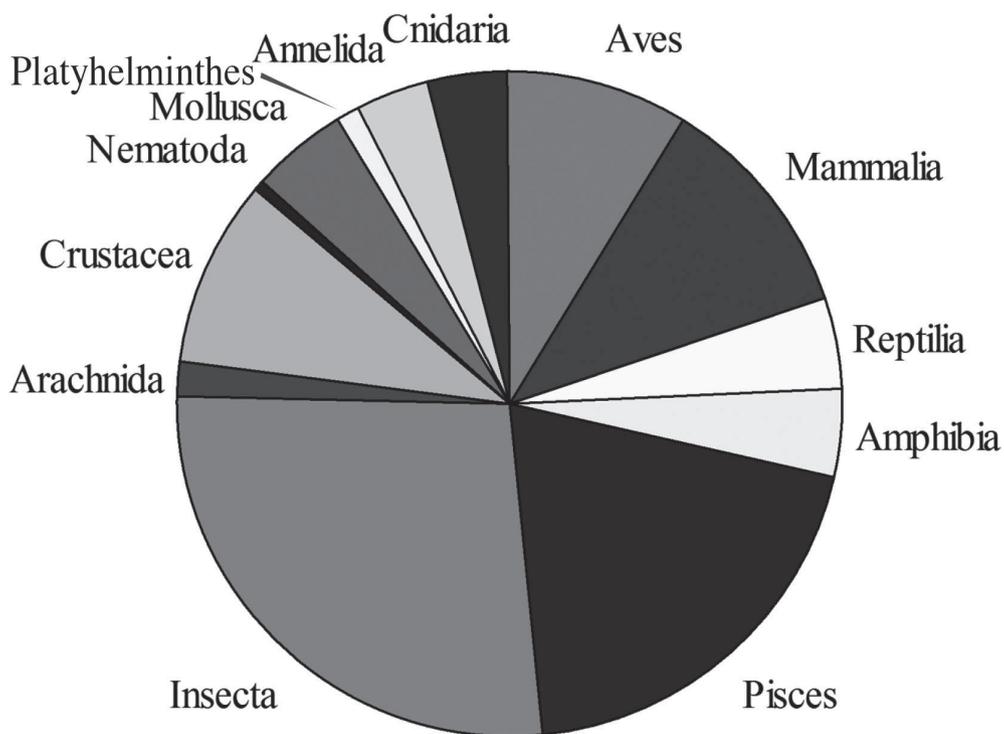


Figura 2. Representatividad taxonómica en los trabajos publicados sobre especies exóticas invasoras en México en las tres últimas décadas.

blicados. En el caso de los peces es frecuente la introducción intencionada de especies exóticas de valor comercial, por lo que se trata de un grupo especialmente importante en el estudio de especies invasoras. Del mismo modo, muchas de las especies invasoras de insectos acaban resultando en plagas en explotaciones agroforestales, por lo que su estudio es importante para la conservación de ecosistemas y también socioeconómicamente. Los trabajos incluyen tanto el estudio de especies animales invasoras como el estudio de los efectos de organismos invasores (especialmente plantas y animales) sobre fauna nativa.

La progresión de la investigación sobre especies invasoras en México es importante y, en algunos casos, representan trabajos de referencia a nivel global, como por ejemplo los estudios sobre erradicación de especies invasoras en islas (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2008). Sin embargo, se observa un sesgo taxonómico importante que debe ser considerado y corregido en el futuro para llegar a conocer más profundamente los procesos implicados en la invasión de especies exóticas y el impacto ambiental que pueden llegar a tener.

Agradecimientos

El autor agradece la beca posdoctoral otorgada por la “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados” (CONACYT) y el apoyo económico para la asistencia Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT).

Literatura citada

- Aguirre-Muñoz, A., D. A. Croll, C. J. Donlan, R. W. Henry III, M. A. Hermosillo, G. R. Howald, B. S. Keitt, L. Luna-Mendoza, M. Rodríguez-Malagón, L. M. Salas-Flores, A. Samaniego-Herrera, J. A. Sanchez-Pacheco, J. Sheppard, B. R. Tershy, J. Toro-Benito, S. Wolf y B. Wood. 2008. High-impact Conservation: Invasive Mammal Eradications from the Islands of Western México. *Ambio*, 37: 101-107.
- Aguirre-Muñoz, A., R. Mendoza Alfaro, H. A. Ponce Bernal, L. Arriaga Cabrera, E. Campos González, S. Contreras-Balderas, M. Elías Gutiérrez, F. J. Espinosa García, I. Fernández Salas, L. Galaviz Silva, F. J. García de León, D. Lazcano Villarreal, M. Martínez Jiménez, M. E. Meave del Castillo, R. A. Medellín, E. Naranjo García, M. T. Olivera Carrasco, M. Pérez Sandi, G. Rodríguez Almaraz, G. Salgado Maldonado, A. Samaniego Herrera, E. Suárez Morales, H. Vibrans y J. A. Zertuche González. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. Pp. 277-318. *Capital Natural de México*, vol. II : Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO. México.
- Anderson, T. R. 2006. *Biology of the Ubiquitous House Sparrow: From Genes to Populations*. Oxford University Press, USA. 560 p.
- Bauer, J. T. 2012. Invasive species: “back-seat drivers” of ecosystem change? *Biological Invasions*, 14: 1295-1304.
- Clavero, M. y E. García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinc-

- tions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 110.
- Ewl, J. J., D. J. O'Dowd, J. Bergelson, C. C. Daehler, C. M. D'Antonio, L. D. Gómez, D. R. Gordon, R. J. Hobbs, A. Holt, K. R. Hopper, C. E. Hughes, M. LaHart, R. B. Leakey, W. G. Lee, L. L. Loope, D. H. Lorence, S. M. Louda, A. E. Lugo, P. B. McEvoy, D. M. Richardson y P. M. Vitousek. 1999. Deliberate introductions of species: research needs. *BioScience*, 49: 619-630.
- Glen, A. S., R. Atkinson, K. J. Campbell, E. Hagen, N. D. Holmes, B. S. Keitt, J. P. Parkes, A. Saunders, J. Sawyer y H. Torres. 2013. Eradicating multiple invasive species on inhabited islands: the next big step in island restoration? *Biological Invasions*, 15: 2589-2603.
- Jehl, J. R. y W. T. Everett. 1985. History and status of the avifauna of Isla Guadalupe, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History*, 20: 313-336.
- Jehl, J. R. y K. C. Parkes. 1983. Replacements of landbird species on Socorro Island, Mexico. *The Auk*, 100: 551-559.
- Jeschke, J. M. y D. L. Strayer. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Science*, 102: 7198-7202.
- Juliano, S. A. y L. P. Lounibos. 2005. Ecology of invasive mosquitoes: effects on resident species and on human health. *Ecology Letters*, 8: 558-578.
- Kolar, C. S. y D. M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 199-204.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2004. 100 of the World's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group, IUCN. Updated version. Auckland. 12 p.
- MacDougall, A. S. y R. Turkington. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, 86: 42-55.
- Mendoza, R. y P. Koleff (coords.). 2014. *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Norkko, J., D. C. Reed, K. Timmermann, A. Norkko, B. Gustafsson, E. Bondsdorff, C. P. Slomp, J. Carstensen y D. J. Conley. 2012. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology*, 18: 422-434.
- North, S. G., D. J. Bullock y M. E. Dooloo. 1994. Changes in the vegetation and reptile populations on Round Island, Mauritius, following eradication of rabbits. *Biological Conservation*, 67: 21-28.
- Olden, J. D. 2008. Biotic Homogenization. En: *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester.
- Perrings, C., S. Burgiel, W. M. Lonsdale, H. Mooney y M. Williamson. 2010. International cooperation in the solution to trade-related invasive species risks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195: 198-212.
- Pimentel, D., R. Zuniga y D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273-88.

- Pišek, P., V. Jarošík, P. E. Hulme, I. Kühn, J. Wild, M. Arianoutsou, S. Bacher, F. Chiron, V. Didžiulis, F. Essl, P. Genovesi, F. Gherardi, M. Hejda, S. Kark, P. W. Lambdon, M. L. Desprez-Loustau, W. Nentwig, J. Pergl, K. Pobljšaj, W. Rabitsch, A. Roques, D. B. Roy, S. Shirley, W. Solarz, M. Vilà y M. Winter. 2010. Sisentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 12157-12162.
- Reaser, J. K., L. A. Meyerson, Q. Cronk, M. De Poorter, L. G. Eldrege, E. Green, M. Kairo, P. Latasi, R. N. Mack, J. Mauremootoo, D. O'Dowd, W. Orapa, S. Sastroutomo, A. Saunders, C. Shine, S. Thrainsson y L. Vaiutu. 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, 34: 1-14.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Lee-mans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker y D. H. Wall. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- Sax, D. F. y J. H. Brown. 2000. The paradox of invasion. *Global Ecology & Biogeography*, 9: 363-371.
- Suzuki, H., M. Nunome, G. Kinoshita, K. P. Aplin, P. Vogel, A. P. Kryukov, M.-L. Jin, S.-H. Han, I. Maryanto, K. Tsuchiya, H. Ikeda, T. Shirosi, H. Yonekawa y K. Moriwaki. 2013. Evolutionary and dispersal history of Eurasian house mice *Mus musculus* clarified by more extensive geographic sampling of mitochondrial DNA. *Heredity*, 111: 375-390.
- Vilà, M., C. Basnou, P. Pyšek, M. Josefsson, P. Genovesi, S. Gollasch, W. Nentwig, S. Olenin, A. Roques, D. Roy, P. E. Hulme y DAISIE partners. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8: 135-144.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope y R. Westbroos. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84: 468-478.



Diez años de monitoreo biológico de *Smilisca dentata*, anuro endémico del centro del país y propuestas para su conservación

Gustavo Ernesto Quintero-Díaz^{1,2,*}, Ana Gisele Pérez-Delgadillo², Carolina Chávez-Floriano², Armando Cardona-Arceo², Edith Alejandra Orozco-Medina^{1,2}, Guillermo Martínez de la Vega² y Carlos Armando Romo-Rivera².

¹Universidad Autónoma de Aguascalientes. Departamento de Biología. Laboratorio de Biología.

²Conservación de la Biodiversidad del Centro de México A. C. Departamento de Investigación.

*Correo electrónico: gequintmxags@hotmail.com



Resumen

Smilisca dentata es un anuro de la familia Hylidae endémico de México y micro endémico al centro del país (Aguascalientes y Jalisco). Se encuentra enlistado como Amenazado (A) por la NOM-059-SEMARNAT-2010 y en peligro (En) por la UICN. Por su afinidad a sitios inundables y planos su hábitat es sumamente frágil, pues habita los mismos lugares que los humanos seleccionamos para vivir y realizar actividades productivas. De 2005 a 2014 monitoreamos una población en la comunidad de Buenavista de Peñuelas, Aguascalientes, estimando su densidad mediante transectos de 10 m x 400 m. Se observó una disminución del tamaño poblacional en los últimos tres años. Utilizamos como identificación individual chips en ejemplares adultos con permiso de la DGVS. Se colocaron cercos de desvío, túneles de paso, señalamientos, cambio de lámparas de vapor de sodio por Leds, se instaló un laboratorio de reproducción en cautiverio y se imprimió un libro con información biológica de la especie. Desde 2011 se liberan ejemplares nacidos en cautiverio. A pesar de los esfuerzos realizados, la industria automotriz, el mal uso de los cuerpos de agua y las malas políticas públicas son las principales amenazas en Buenavista de Peñuelas, Aguascalientes y para las especies que ahí cohabitan.

Palabras clave: Especie nativa, micro endémica, Ramsar, estrategias de conservación.

Introducción

Los anfibios le han dado fama internacional a nuestro país por su enorme diversidad y por su elevado número de endemismos (Flores-Villela y Gerez, 1994; Santos-Barrera *et al.*, 2004; Quintero-Díaz, 2009). Los anfibios de México ocupan el quinto lugar en diversidad a nivel mundial, después de Brasil, Colombia, Ecuador y Perú. México cuenta con un total de 376 especies de anfibios (González-Hernández *et al.*, 2014; Parra-Olea *et al.* 2014; Reyes-Velasco *et al.* 2015), de las cuales poco más del 55% se encuentra amenazado (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006; Young *et al.*, 2004). Al menos el 67% de su fauna anfibia

es endémica al país (Parra-Olea *et al.*, 2014). Del total de especies de México, 236 son anuros (ranas y sapos), 137 son salamandras y tres son cecilias (anfibios sin patas semejantes a gusanos anillados). A nivel mundial la riqueza de anfibios (ranas, sapos, salamandras y cecilias) ha ido en aumento conforme se incrementa su estudio; actualmente se conocen 7,432 especies (Frost, 2015), de los cuales el 32.5% se encuentran en peligro y 122 están confirmadas extintas en vida silvestre. Los anfibios son considerados excelentes bioindicadores de la calidad ambiental. Durante las últimas tres décadas, muchas poblaciones súbitamente han sufrido reducciones de su distri-

bución natural y del tamaño de sus poblaciones (Lips *et al.*, 2001). Por lo tanto, se requiere de un mayor número de estudios y realizar monitoreo de especies o poblaciones para evitar la pérdida (no natural) de especies con el objetivo de conservar su biodiversidad. Los cambios en el uso de suelo y la deforestación son factores que influyen en la diversidad y abundancia de las poblaciones de anfibios, pero también es conocido que las poblaciones de anfibios pueden fluctuar debido a las condiciones ambientales, de ahí la importancia de realizar el monitoreo de sus poblaciones. Algunos factores que se han asociado a la disminución de la poblaciones de anfibios son las enfermedades infecciosas emergentes, la introducción de especies no nativas o exóticas (Lips *et al.*, 2005) y algunos factores físicos implicados con cambios en el ambiente. Entre estos factores se encuentran la destrucción fragmentación y alteración del hábitat, los contaminantes químicos, el cambio climático (Collins y Storfer, 2003) o el aumento de rayos ultravioleta tipo B (Blaustein y Bancroft, 2007).

Una especie de anuro, *Smilisca dentata*, de nombre común “rana de madriguera de tierras altas” fue descrita por el Dr. Hobart M. Smith en 1957. El ejemplar tipo fue un macho recolectado a 9 km al norte de Lagos de Moreno, Jalisco, en el verano de 1956. Dos años después se recolectaron más de 145 ejemplares de la rana en tres puntos muy cercanos unos de otros al sureste de la capital del estado de Aguascalientes (Chrapliwy *et al.*, 1961). En 1967 se recolectaron 14 ejemplares de *S. dentata* en el Olivo, Jalisco. En 1988 una nueva población se reportó por Rodríguez-Torres y

Vázquez-Díaz (1996) en el Municipio de Villa Hidalgo, Jalisco. En 1991, en la cercanía de la comunidad de Buenavista de Peñuelas a 16 km al sur de la Ciudad de Aguascalientes, se encontró una nueva población de esta especie. Desde entonces, el lugar nos pareció un santuario de enorme importancia para una comunidad de anfibios con al menos nueve especies, incluyendo entre ellos a la rana de madriguera de tierras altas (Vázquez-Díaz y Quintero-Díaz, 1997, 2005). Además, en el lugar se tiene evidencia de la presencia de varias especies de invertebrados acuáticos endémicos a la localidad (Quintero-Díaz y Vázquez-Díaz, 2009). A pesar del esfuerzo de muestreo en las siete localidades históricas antes descritas, solo en dos de se han vuelto a observar ejemplares. La primera localidad es Villa Hidalgo, Jalisco, en donde en los últimos ocho años solo se han registrado siete ejemplares. En la segunda localidad, Buenavista de Peñuelas, se mantiene una población de la especie en la que se ha observado reproducción en los últimos años.

El presente estudio se desarrolló con el objetivo de monitorear que la densidad de la población de la rana de madriguera de tierras altas (*Smilisca dentata*) ubicada en la localidad de Buenavista de Peñuelas al Sur durante los últimos diez años (2005 al 2014).

Smilisca dentata es una especie de anuro micro endémico del Centro de México (Quintero-Díaz *et al.*, 2007, 2008). Es importante señalar que es el único vertebrado endémico del estado de Aguascalientes de entre 438 especies que se distribuyen en el estado. Según la NOM-059-SEMARNAT-2010 se encuentra enlistada como

“Amenazada”. En la Lista Roja de Especies Amenazadas (UICN, 2010), con la ayuda de especialistas en anfibios de América, la rana de madriguera de tierras altas se incluye en la categoría “EN” (Endangered) (Santos-Barrera *et al.*, 2010). Según la UICN se define “EN” como aquella especie que enfrenta un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre.

La principal causa de la pérdida de diversidad en los anfibios es la destrucción del hábitat que se genera a partir de su fragmentación y alteración y se debe también al desconocimiento que se tiene de la mayoría de los parámetros ecológicos de las poblaciones de anfibios (historia de vida y ecología). *Smilisca dentata* es una especie que por su ecología e historia de vida la hacen más susceptible a los cambios generados por las actividades humanas. Las principales causas de su disminución son el crecimiento desmedido de las poblaciones humanas, la falta de control de este crecimiento, así como las actividades de agricultura y ganadería (cambio en el uso de suelo) y en el presente, la mayor amenaza es la industria automotriz.

Métodos

Aguascalientes tiene una superficie de 5,589 km². El área de estudio se ubica en las coordenadas extremas al norte 22°27'; al sur 21°38' de latitud norte; al este 101°53'; al oeste 102°52' de longitud oeste; con una altitud promedio de 1,890 msnm (INEGI, 2003). Se localiza a 18 km al sur de la capital del estado, en una pequeña planicie con abundantes pastizales, rodeada de cultivos permanentes (agaves) y temporales (maíz y fri-

jol), casas habitación (Comunidad “Buenavista de Peñuelas”) y delimitada por el Boulevard de cuatro carriles que lleva hacia el aeropuerto internacional “Lic. Jesús Terán Peredo”. El centro del área urbana tiene como coordenadas geográficas: 21°43'02” latitud norte y 102°17'40” longitud oeste. Su altitud es de 1,810 msnm y tiene una superficie territorial total de 324 ha, colinda con los ejidos de Peñuelas, el Cedazo, Tanque de los Jiménez y Refugio de Peñuelas. La vegetación predominante donde se ubica el área de estudio es el pastizal natural-huizachal y el suelo es tipo xerosol lúvico, el cual es blando, arcilloso y permeable (Vázquez-Díaz y Quintero-Díaz, 1997). El área de estudio comprendió una superficie aproximada de 300 ha (Área = 3.0 km²) y posee un bordo artificial de hasta 2.5 ha. En la época lluviosa se inundan varios estanques más formándose charcas naturales (humedales).

Para determinar el tamaño poblacional se llevaron a cabo cuatro salidas al campo por mes en un lapso de seis meses (mayo a octubre). Cada salida tuvo una duración entre tres a cuatro horas. Se realizaron en total 240 salidas en 10 años. En cada salida se realizaron conteos de ejemplares adultos de la rana de madriguera (*Smilisca dentata*), en cinco transectos lineales situados al azar en la zona de estudio de 400 m de longitud x 10 m de anchura como recomienda Lips *et al.*, (2001). Se utilizó el Método de Lincoln-Peterson para el cálculo de la densidad poblacional. El inicio de los transectos fue variable, de las 21:00 horas hasta finalizar todos los transectos en cada salida en la localidad Buenavista de Peñuelas, Municipio de Aguascalientes. Los transectos se situaron de

esta manera para que el muestreo abarcara tanto zonas inundables como zonas secas y se caminaron durante la etapa lluviosa. Se implantaron 200 transponders (microchips o chips) bajo la superficie de la piel (nivel subcutáneo) en individuos adultos en la rana de madriguera observados durante los transectos lineales. En campo, cuando se capturó un ejemplar con transponder se leyó la información del número de código o identificación individual con el lector de chips. Los ejemplares a los que se les implantó el microchip se liberaron en el punto exacto de su captura. En cada uno de los transectos, además del conteo de ejemplares observados, éstos fueron sexados, pesados y medidos.

Resultados

La densidad de la población varió desde 507 ejemplares adultos en 2005 hasta un máximo de la población en 2011 de 1470 ejemplares, para disminuir en 2014 a 128 individuos (Cuadro I). Con base en los datos de la estimación de la densidad poblacional se generaron diversas estrategias para la conservación de la especie (Quintero-Díaz y Vázquez-Díaz, 2009). De 2008 a 2009 se iniciaron las principales obras y trabajos de investigación para la protección del hábitat de la rana. 1) Se instalaron 8 km de barreras de desvío; 2) Se construyeron seis túneles de pasos de fauna; 3) Se cambiaron las luminarias que se encuentran en el Boulevard al Aeropuerto por una tecnología ambientalmente amigable; 4) Se colocaron anuncios en los alrededores; 5) Se elaboró un tríptico informativo; 6) Se realizó un comercial que se transmitió a nivel nacional; 7) Se elaboraron ocho

estudios de investigación: (a) “Recovery of the population of the frog *Smilisca dentata* through habitat management and community participation” (Flora & Fauna International); (b) “Estudio técnico justificativo para el establecimiento de una área natural protegida (ETJ)”; (c) “Modelado del nicho ecológico mediante el análisis GARP y Maxent para la determinación del hábitat potencial de la rana de madriguera”; (d) “Estudio de comparación de ADN para la determinación de endogamia en la población de ejemplares de *Smilisca dentata*”; (e) “Estudio para la determinación de la densidad poblacional la prospección en el área de distribución de *Smilisca dentata* en Aguascalientes y Jalisco”; (f) “Estudio sobre la de reproducción en cautiverio de *Smilisca dentata* en laboratorio y reintroducción en su hábitat natural” (SEMARNAT Federal, Ramo 16, Medio Ambiente); (g) “Reproducción en cautiverio de la rana de madriguera (*Smilisca dentata*) en el estado de Aguascalientes, México” (U. S. Fish & Wildlife Service & WWF), y (h) “Reproducción *ex situ* de *Smilisca dentata* y *Lithobates neovolcanicus*” (Associatons Zoo & Aquariums, 2015).

Discusión

La densidad de la población de la rana de madriguera en la zona inició en el año 2005 con un total de 507 individuos por el método de captura-recaptura y de 128 para el año 2014. Con un pico máximo de 1407 individuos en 2011. La densidad de la especie varió año con año y se encuentra en estrecha relación con la cantidad de precipitación anual. No obstante, a pesar de tener buenas cantidades de este recurso en los últimos tres años, la

Cuadro I. Abundancia poblacional de la rana de madriguera *Smilisca dentata* (2005-2014).

	Año	Abundancia poblacional
1	2005	507
2	2006	246
3	2007	330
4	2008	516
5	2009	741
6	2010	1400
7	2011	1470
8	2012	332
9	2013	163
10	2014	128

industria automotriz que se instaló a un lado del Sitio Ramsar tuvo un alto impacto en la densidad de la población de la especie. Por un lado, mueren muchas ranas al ser atropelladas al generar un mayor flujo vehicular de las empresas. De poco sirvieron las estrategias propuestas y ejecutadas en el sitio, ante el inminente cambio de paisaje, primero con la construcción de una Pista NAS-CAR, luego con la llegada de dos plantas automotrices y la instalación de un Parque Industrial de Logística Automotriz (PILA) que integra a las empresas periféricas. Es inconcebible que a pesar del trabajo realizado con la especie en el lugar, sea más importante la economía que la protección de la biodiversidad, sobre todo cuando que se trata de la única especie de vertebrado endémico al estado.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los organizadores del Primer Congreso Nacional de Fauna Nativa en

Ambientes Antropizados (REFAMA CONACYT clave 251272 “Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados”) por la invitación a participar en este evento académico.

Literatura citada

- Blaustein, R. A. y A. B. Bancroft. 2007. Amphibian population declines: evolutionary considerations. *Bio Science*, 57: 437-444.
- Chrapliwy, P. S., K. Williams y H. M. Smith. 1961. Noteworthy records of amphibians from Mexico. *Herpetologica*, 17: 85-90.
- Collins, J. P. y A. G. Storfer, 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and distributions*, 9: 89-98.
- Flores-Villela, O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y Conservación en México. Vertebrados, vegetación y uso del suelo. CONABIO-UNAM. México. 439 p.
- Frost, D. R. 2015. Amphibian Species of the

- World: an Online Reference. Última consulta: 5 de julio, 2015. Obtenido de <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia>.
- González-Hernández, A., O. Hernández-Ordóñez., M. Cervantes-López y V. H. Reynoso. 2014. Primer registro de la cecilia de montaña *Gymnopsis syntrema* (Amphibia: Gymnophiona: Dermophiidae) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 645-649.
- INEGI. 2003. Estudio Hidrológico del Estado de Aguascalientes. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes. 93 p.
- Lips, K. R., J. K. Rehacer., B. E. Young., y R. Ibáñez. 2001. Amphibian Monitoring in Latin America: A Protocol Manual. *Monitoreo de Anfibios en América Latina: Manual de Protocolos*. *Herpetological Circular*, 30: 1-116.
- Lips, K.R., P. A. Burrowes, J. R. Mendelson III, y G. Parra-Olea. 2005. Amphibian population declines in latin america: a synthesis. *Biotropica*, 37: 222-226.
- Ochoa-Ochoa, L. M. y O. Flores-Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. UNAM-CONABIO. México. 211 p.
- Parra-Olea, G., O. Flores-Villela y C. Mendoza-Almeralla. 2014. Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 460-466.
- Quintero-Díaz, G. E., J. Vázquez-Díaz., A. Encarnación-Luévano y H. Ávila-Villegas. 2007. Una rana arborícola que vive en túneles. *Especies*, 17: 26-28.
- Quintero-Díaz, G. E., J. Vázquez-Díaz y J. J. Sigala R. 2008. Anfibios. Pp. 135-139. En *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes (IMAE), Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). México. 389 p.
- Quintero-Díaz, G. E., J. Vázquez-Díaz y A. Encarnación-Luévano. 2008. *Smilisca dentata* (Anura: Hylidae) Rana de madriguera. Pp. 140. En *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes (IMAE), Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). México.
- Quintero-Díaz, G. E. 2009. Anfibios en Aguascalientes. Un caso de Conservación único en América. *Parteaguas*, 16: 40-44.
- Quintero-Díaz, G. E. y J. Vázquez-Díaz. 2009. Historia Natural de una rana muy mexicana. Universidad Autónoma de Aguascalientes, Municipio de Aguascalientes y Sociedad Herpetológica Mexicana. Aguascalientes. 169 p.
- Reyes-Velasco, J., I. Ahumada-Carrillo., T. R Burkhart y T. J. Devitt. 2015. Two new species of *Eleutherodactylus* (subgenus *Syrrhophus*). *Zootaxa*, 3914: 301-317.
- Rodríguez, T. Y. y J. Vázquez-Díaz. 1996. Diversidad de la Herpetofauna del Municipio de Villa Hidalgo, Jalisco. Tesis de Licenciatura. UNAM. Distrito Federal. 122 p.
- Santos-Barrera, G., J. Pacheco y G. Ceballos. 2004. Áreas Prioritarias para la Conservación de los Reptiles y Anfibios de México. *Biodiversitas*, 57: 1-6.

- Santos-Barrera, G., L. Canseco-Márquez y P. Ponce-Campos. 2010. *Smilisca dentata*. Última consulta: 15 de septiembre 2015. Obtenido de <http://www.iucnredlist.org/>.
- Smith, H. M. 1957. A New Casque-Headed frog (*Pternohyla*) from Mexico. *Herpetologica*, 13: 1-4.
- Vázquez, D. J. y G. E. Quintero-Díaz. 1997. Anfibios y Reptiles de Aguascalientes. 1° ed. Centro de Investigaciones Multidisciplinarias de Aguascalientes (CIEMA) y Gobierno del Estado de Aguascalientes. Aguascalientes. 145 p.
- Vázquez-Díaz, J. y G. E. Quintero-Díaz. 2005. Anfibios y Reptiles de Aguascalientes. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Centro de Investigaciones Multidisciplinarias de Aguascalientes (CIEMA). México. 318 p.
- Young, B. E., S. N. Stuart, J. S. Chanson, N. A. Cox y T. M. Boucher. 2004. Joyas que están desapareciendo: El estado de los anfibios en el Nuevo Mundo. NatureServe, Arlington, Virginia. 60 p.



La acuacultura, una alternativa para la recuperación del Pescado Blanco (*Chirostoma estor*) del Lago de Pátzcuaro

Margarita Hernández-Martínez* y Daniel Hernández-Montaño

Centro Regional de Investigación Pesquera Pátzcuaro, Instituto Nacional de Pesca.

*Correo electrónico: margarita.hmartinez@inapesca.gob.mx



Resumen

El Pescado Blanco del Lago de Pátzcuaro (*Chirostoma estor*), es una especie endémica de gran valor biológico, económico y cultural. La problemática ambiental del Lago de Pátzcuaro es muy compleja, ya que comprende aspectos de contaminación, introducción de especies exóticas, disminución del nivel del agua, deforestación, erosión de la cuenca y azolvamiento. El Centro Regional de Investigación Pesquera en Pátzcuaro ha realizado trabajos dirigidos a la domesticación y cultivo del Pescado Blanco, actualmente se cuenta con el ciclo de vida cerrado y se están realizando estudios sobre su comportamiento en diversos sistemas de cultivo acuícola en el estado de Michoacán. Los resultados demuestran que la especie se adapta adecuadamente a diversos ambientes, existiendo diferencias significativas entre la talla de acuerdo al tipo de sistema, asociado principalmente a la abundancia de zooplancton. Asimismo, la Comisión Nacional de Pesca del estado de Michoacán, contribuye con la liberación de crías al lago, por lo que el conjunto de esfuerzos contribuirán de manera gradual a la recuperación de las poblaciones silvestres de esta especie, además, de representar la oportunidad de integrar una actividad productiva alterna a los pobladores de la región.

Palabras clave: Pescado Blanco, *Chirostoma estor*, acuicultura, Pátzcuaro.

Introducción

El Pescado Blanco (*Chirostoma estor*), especie nativa del Lago de Pátzcuaro, tiene importancia desde el punto de vista biológico, ecológico, económico y cultural. Como recurso pesquero, actualmente su pesquería está en deterioro (DOF, 2006), lo que pone en riesgo la existencia de esta especie.

La problemática ambiental existente en el Lago de Pátzcuaro, comprende contaminación, eutrofización, introducción de especies exóticas de peces (carpas, tilapias e incluso especies del mismo género *Chirostoma*), pérdida de há-

bitats, disminución del nivel del agua, deforestación, erosión de la cuenca y azolvamiento.

La permanencia de esta importante especie requiere urgentemente no sólo del saneamiento y rehabilitación de la cuenca, sino también de la implementación de prácticas de conservación y aprovechamiento de los recursos acuáticos, aunado a la incursión de la acuicultura como una actividad productiva que puede contribuir de manera importante en la conservación de la especie en su hábitat natural.

Chirostoma estor, tiene como rango de distribución natural el Lago de Pátzcuaro y el Lago

de Zirahuén en Michoacán, así como el Lago de Chapala, Jal., sin embargo, en este último no se ha capturado desde 1901 (Miller, 2005). Existen reportes de su presencia en el Lago Zirahuén y Presa El Bosque (Estrada Navarrete *et al.*, 2014). Originalmente en el Lago de Pátzcuaro habitaban sólo las especies de la familia Atherinopsidae, Cyprinidae y Goodeidae representadas por *C. estor estor* (Pescado blanco), *C. grandocule* (charal blanco), *C. attenuatum* (charal prieto), *C. patzcuaro* (charal pinto), endémicas del lago junto con el ciprínido *Algansea lacustris* (acúmara); los godeidos *Goodea atripinnis* (tiro), *Neophorus diazi* (choromu), *Allophorus robustus* (chegua), *Skiffia lermae* (tiro) y *Allotoca vivipara* (tiro), las dos últimas posiblemente extintas (Berlanga *et al.*, 1997). Con la introducción de especies exóticas como la lobina negra (*Micropterus salmoides*), las carpas (*Cyprinus carpio comunis* y *C. carpio specularis*) y la tilapia (*Oreochromis aureus*), se inició la alteración de su cadena trófica (Rojas-Carrillo *et al.*, 1993). Asimismo, desde 1997 se reporta la presencia del poecílido *Poeciliopsis infans* en el lago (Galindo y Sosa, 2002) y dos especies más de Pescado Blanco introducidas *C. lucius* y *C. humboldtianum* (Alaye, 1993; Rojas Carrillo *et al.*, 1993; Toledo y Barbour, 1986); y la subespecie *C. estor copandaro* (Barriga-Sosa, 2001).

En este sentido, la acuicultura ha demostrado ser una alternativa para el rescate y conservación de varias especies de organismos acuáticos cuyas poblaciones se han visto afectadas por las actividades humanas, en el caso del Pescado Blanco podemos incluir el enfoque productivo para un

aprovechamiento sustentable de este valioso recurso. Los conocimientos adquiridos sobre este grupo a lo largo de cuarenta años, han permitido un notable avance en el desarrollo tecnológico, permitiendo cerrar el ciclo de vida en condiciones de laboratorio.

A partir de 1987, el Centro Regional de Investigación Pesquera en Pátzcuaro, Mich., ha buscado desarrollar bases técnicas y metodológicas para la conservación de especies nativas del Lago de Pátzcuaro a través de la acuicultura, realizando importantes aportaciones para el cultivo del *Chirostoma estor* y recientemente para la Acúmara (*Algansea lacustris*). Asimismo, existen otras dependencias en el estado dedicadas al estudio de esta especie, como son la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y la Reserva de Uranden de la Comisión Nacional de Pesca del estado de Michoacán (COMPESCA).

Método

Se evaluó el crecimiento de crías de *C. estor* en tres granjas en el estado de Michoacán, localizadas a 550 msnm (Granja 1), 1,588 msnm (Granja 2) y 2,035 msnm (Granja 3), los peces fueron producidos en el Laboratorio de Acuicultura del CRIP Pátzcuaro. Se analizaron aspectos de calidad del agua y crecimiento, en diferentes sistemas de cultivo tales como estanques rústicos, concreto y geomembrana. La densidad de siembra fue de 10 peces/m³ y la alimentación fue a base de una dieta comercial para trucha en presentación alevín (50.82% proteína y 8.31% de lípidos) y minipelet (47.14% proteína y 3.07% de lípidos). Mensualmente se realizaron biometrías para eva-

luar su crecimiento en talla y peso, y asesoró a los productores en el manejo de la especie (Figura 1).

Por otro lado, como parte de las funciones del Instituto Nacional de la Pesca, está la de elaborar la Carta Nacional Acuícola, en donde se encuentra la Ficha Pescado Blanco, por lo que a su vez se realizan búsquedas sobre la producción de este recurso a nivel nacional destacando para esta especie los registros estadísticos de los volúmenes de producción de la Comisión Nacional de Pesca, dependencia que a través de desoves manuales y encierros producen crías para su liberación al Lago de Pátzcuaro.

Resultados

Las temperaturas en los sistemas de cultivo oscilaron de los 13.3 a 29.2 °C, las supervivencias máximas registradas en estanques de concreto, seguidas por el tipo rústicos y por último los de geomembrana. Sin embargo, los mejor incrementos de peso y talla se registraron en los estanques

rústicos (Cuadro 1). Al comparar el desempeño de la variable *longitud total* entre las granjas se registraron diferencias estadísticamente significativas con un nivel de confianza del 95.0%.

Si bien, en cuestión de crecimiento los ejemplares cultivados en la granja 3 mostraron buenos resultados, por lo que se refiere a la supervivencia en esta misma granja fue baja en comparación con la granja 1 y 2, especialmente en los meses de enero y febrero que fueron los meses cuando la temperatura del agua descendió hasta los 13.3 °C (Figura 2). La mortalidad registrada en las granjas 1 y 2, fue debida principalmente al manejo realizado durante los muestreos, por presión o anoxia al removerse el sedimento de los estanques y adherirse a los filamentos branquiales.

Por otro lado, de acuerdo a la información disponible de producción de crías de Pescado Blanco (*Chirostoma estor*), se reporta que la Reserva de Uranden ha tenido como producciones máximas dos millones de crías, sin embargo, en los últimos

Figura 1. Juveniles de *Chirostoma estor* cultivados en estanque rústicos.



Cuadro 1. Registro de crecimiento de crías de pescado blanco en las tres áreas de estudio.

Parámetro	Granja 1	Granja 2	Granja 3
Días de estudio	312	261	370
Talla inicial (cm)	6.5 ± 0.96	8.59 ± 1.44	4.96 ± 0.52
Talla final (cm)	12.24 ± 1.75	14.93 ± 1.05	11.93 ± 1.13
Peso inicial (g)	2.00 ± 1.08	5.25 ± 2.36	0.86 ± 0.30
Peso final (g)	13.88 ± 6.25	24.71 ± 5.05	20.13 ± 10.22
Supervivencia (%)	99.6	93.79	51.67

años no ha rebasado los 530 mil organismos para la repoblación del Lago de Pátzcuaro (Figura 3). Por su parte, el Centro Regional de Investigación Pesquera reporta producciones máximas de 33,638, las cuales se destinan a la investigación (DOF, 2012), cabe mencionar que para el presente año se tiene programada la liberación de crías de Pescado blanco y Acúmara de los excedentes de la producción.

Discusión

Existen pocas experiencias relacionadas con la engorda de Pescado Blanco en granjas, un ejemplo fue el realizado por Villicaña (2003) en la Granja de Tizapán El Alto, Jal., quien obtuvo crías de *C. promelas* de tallas de 3 a 6 cm de longitud total en 75 días de cultivo en estanques rústicos con supervivencias del 10% desde la etapa de incubación hasta el de crías y al término de dos años obtuvo peces de 15.5 cm y 26.3 g. De acuerdo a esto podemos decir, que los conocimientos y experiencias en

el manejo de la especie han permitido incrementar notablemente la supervivencia y crecimiento de los organismos en las condiciones actuales.

Las condiciones de cultivo en estanquería rústica favorecen la producción de alimento vivo, lo que complementa la alimentación de los peces y cubre las deficiencias que el alimento balanceado pudiera tener, lo cual podría ser una excelente forma de cultivar a esta especie en un menor tiempo sin impactar negativamente en el instinto natural de caza de los peces los cuales serían más sanos y de fácil adaptación al ambiente natural del Lago de Pátzcuaro.

Consideramos que para tener mejores resultados de supervivencia en la liberación de crías, se deben de considerar los meses más cálidos del año, además de identificar zonas de crianza que por sus características fisicoquímicas del agua y abundancia de zooplancton permitan el desarrollo de la especie incrementando sus probabilidades de supervivencia. Asimismo, es necesario

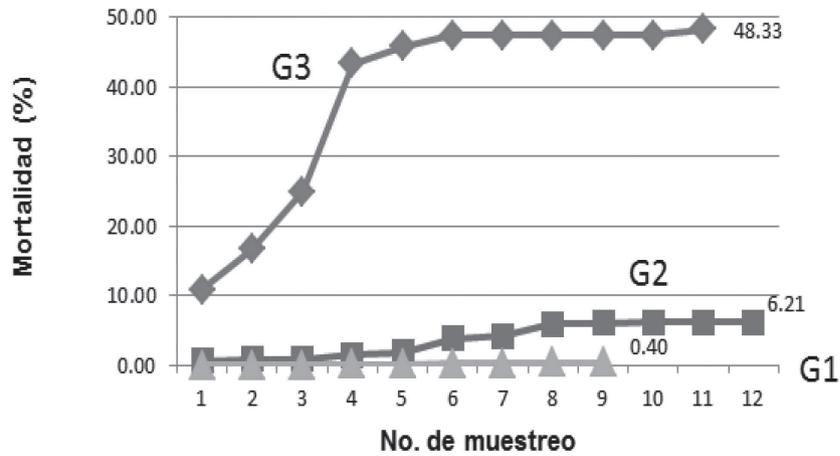


Figura 2. Mortalidad registrada en las tres granjas de estudio.

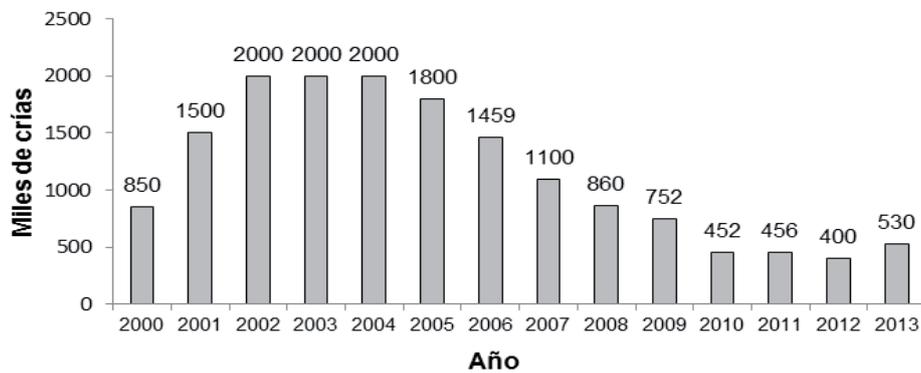


Figura 3. Producción de crías de Pescado Blanco por la Reserva Ecológica de Uranden, durante el periodo 2000 - 2013

realizar estudios para el seguimiento de las crías liberadas e identificar tallas de siembra adecuadas para contribuir de manera certera en la recuperación de las poblaciones de esta valiosa especie en el Lago de Pátzcuaro. Aunado a un programa de saneamiento y recuperación de la cuenca, además de regular la actividad pesquera considerando periodos de veda y uso de artes de pesca selectivas.

Agradecimientos

A la Red REFAMA por el interés de apoyar la investigación para la recuperación de especies nativas, a los pescadores del Lago de Pátzcuaro y acuacultores de la Meseta Purépecha por el apoyo para la realización del presente estudio.

Literatura citada

- Alaye R. N. 1993. El Pescado Blanco (Género *Chirostoma*) del Lago de Pátzcuaro, Mich. Composición de especies. Ciencia Pesquera, 9: 113-128.
- Barriga-Sosa, I.D.L.A. 2001. Variabilidad morfológica, merística y molecular de especies del género *Chirostoma* (Pisces: Atherinopsidae). Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, UAM-Iztapalapa. 199 p.
- Berlanga, R.C., A. Ruiz., M.cR. Nepita y J. Madrid. 1997. Estabilidad y diversidad de la composición de peces del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. Revista de Biología Tropical, 45: 1553-1558.
- DOF. 2006. Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación. 25 agosto 2006.
- DOF. 2012. Carta Nacional Acuícola. Diario Oficial de la Federación. 6 junio 2012.
- Estrada Navarrete, F. D., E. SotoGalera, M. Medina Nava y D. Hernández Montaña. 2014. Verificación de la existencia de pescado blanco *Chirostoma sp.* en diversos cuerpos de agua del estado de Michoacán, México. Memorias de la Semana Internacional de Ictiología. XIV Congreso Nacional de Ictiología, III Simposio Latinoamericano de Ictiología, IV International Symposium in Viviparous Fishes, Goodeid working European & Worth American groups meeting. Del 3 al 8 de Noviembre 2014, Morelia, Michoacán, México.
- Galindo V. J. y F. Sosa. 2002. Gonopodial system review and a new fish record of *Poeciliopsis infans* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from lake Pátzcuaro, Michoacán, Central México. Revista de Biología Tropical, 50: 1151-1157.
- Miller, R. R. 2005. Freshwater fishes of México. The University of Chicago Press. 490 p.
- Rojas-Carrillo, P.M., M.L. Jiménez., P. Toledo y G. Mares. 1993. Estimación de los parámetros de crecimiento y ciclo de madurez gonádica del charal blanco del Lago de Pátzcuaro, Mich. Ciencia Pesquera, 10: 69-77.
- Toledo, D. M. P. y C. D. Barbour. 1986. Resultados preliminares sobre la taxonomía de aterínidos del género *Chirostoma* en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán. Asociación Mexicana de Acuicultura. México, DF.
- Villicaña V.F. y J. Morales. 2003. Experiencias en el cultivo del pescado blanco *Chirostoma promelas* en el centro acuícola Tizapan el Alto, Jalisco. Pp. 221-235. En Rojas, C. P.M. y D. Fuentes. (Eds) Historia y avances del cultivo de pescado blanco. Instituto Nacional de la Pesca. SAGARPA.

**Aurelio Ramírez
Bautista**

Laboratorio de Ecología de
Poblaciones, Centro de
Investigaciones Biológicas,
Universidad Autónoma del
Estado de Hidalgo, Ciudad
Universitaria (Ciudad del
Conocimiento), Carretera
Pachuca-Tulancingo, Km 4.5
s/n, Colonia Carboneras,
Mineral de la Reforma,
Hidalgo, C. P. 42184, México

Correo electrónico:
ramibautistaa@gmail.com

Rubén Pineda López

Laboratorio de Zoología,
Facultad de Ciencias
Naturales, Universidad
Autónoma de Querétaro,
Avenida de las Ciencias s/n.
Col. Juriquilla, Querétaro,
C.P. 76230, México.

Correo electrónico:
rpineda62@hotmail.com



CONACYT

