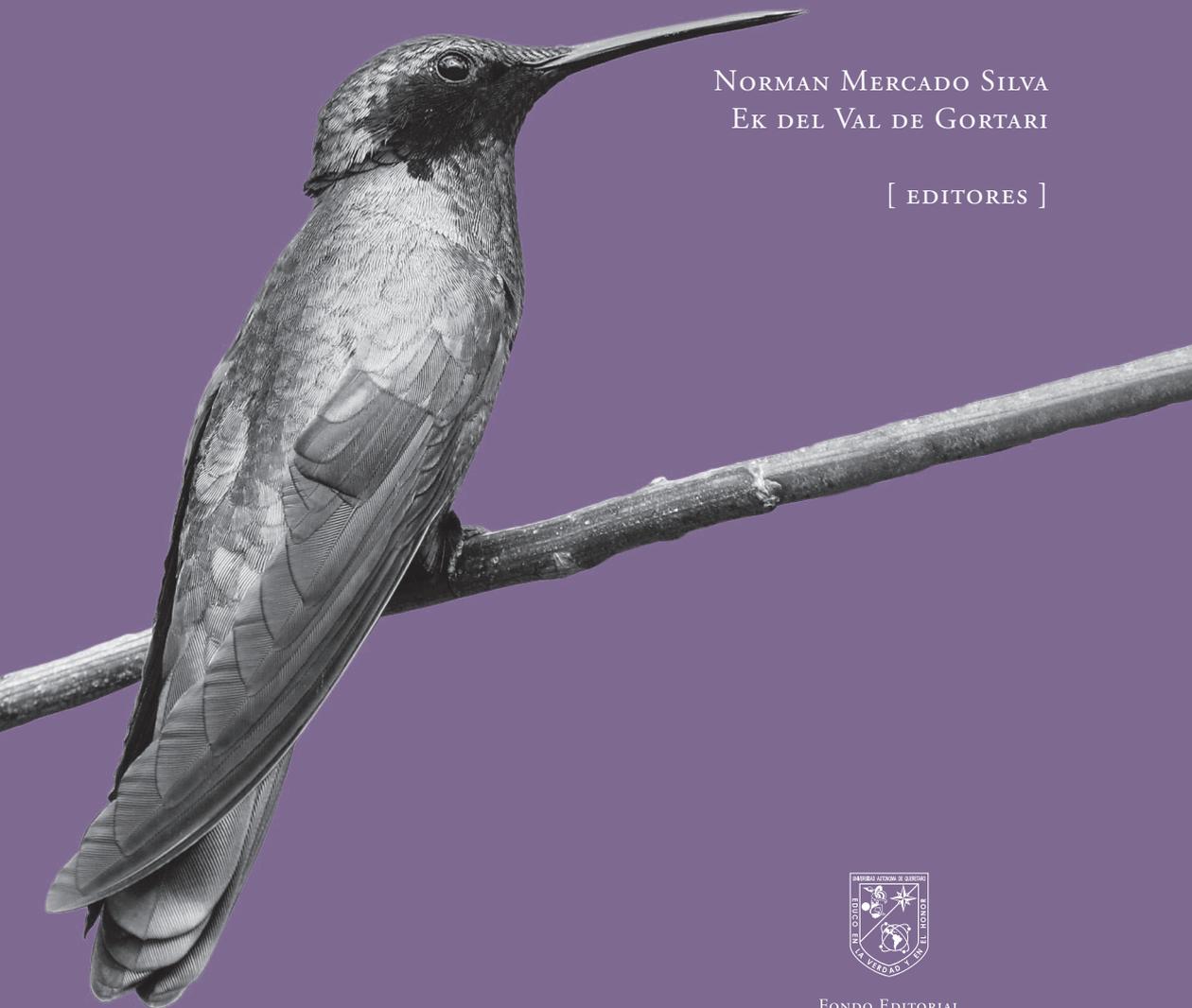


# MANEJO Y CONSERVACIÓN DE FAUNA EN AMBIENTES ANTROPIZADOS

NORMAN MERCADO SILVA  
EK DEL VAL DE GORTARI

[ EDITORES ]



FONDO EDITORIAL  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO





REFAMA  
Estudiar  
Conocer  
Proponer  
COEXISTIR

DIRECTORIO  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

---

DRA. MARGARITA TERESA DE JESÚS GARCÍA GASCA  
RECTORA

DR. JAVIER ÁVILA MORALES  
SECRETARIO ACADÉMICO

DR. EDUARDO NÚÑEZ ROJAS  
SECRETARIO DE EXTENSIÓN Y CULTURA UNIVERSITARIA

DRA. JUANA ELIZABETH ELTON PUENTE  
DIRECTORA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES

DR. CARLOS ALBERTO LÓPEZ GONZÁLEZ  
JEFATURA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

DRA. NORMA HERNÁNDEZ CAMACHO  
COORDINADORA DE LA LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

Esta 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.

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

PRIMERA EDICIÓN: 2021

D.R. © 2021 de los autores  
D.R. © 2021 Universidad Autónoma de Querétaro  
Cerro de las Campanas s/n  
Centro Universitario, 76010  
Santiago de Querétaro, México

ISBN: 978-607-513-552-6

MANEJO Y CONSERVACIÓN DE FAUNA  
EN AMBIENTES ANTROPIZADOS

NORMAN MERCADO SILVA  
EK DEL VAL DE GORTARI

[ EDITORES ]



FONDO EDITORIAL  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO



DIRECTORIO  
RED TEMÁTICA BIOLOGÍA, MANEJO Y CONSERVACIÓN  
DE FAUNA NATIVA EN AMBIENTES ANTROPIZADOS

CONSEJO TÉCNICO ACADÉMICO

DR. ROMEO A. SALDAÑA VÁZQUEZ  
DR. RUBÉN PINEDA LÓPEZ  
DR. HIPÓLITO CORTEZ MADRIGAL  
DRA. IRERI SUAZO ORTUÑO  
DRA. IRIANA ZURIA JORDÁN  
DRA. ÁNGELA ANDREA CAMARGO SANABRIA  
DRA. CRISTINA MACSWINEY GONZÁLEZ

REFAMA es una red 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.

[www.refama.org](http://www.refama.org)

Forma sugerida de citar: Mercado, N. y E. del Val (Eds). 2021.  
*Manejo y conservación de fauna en ambientes antropizados.*  
REFAMA/UAQ. Querétaro, México.

MANEJO Y CONSERVACIÓN DE FAUNA  
EN AMBIENTES ANTROPIZADOS

## ÍNDICE

PRESENTACIÓN	10
NORMAN MERCADO SILVA Y EK DEL VAL DE GORTARI	
PRÓLOGO	12
ROMEO A. SALDAÑA VÁZQUEZ	
Jardines de polinizadores como estrategia de conservación en las ciudades	14
MARÍA DEL CORO ARIZMENDI Y EK DEL VAL DE GORTARI	
Depredación de fauna nativa por gatos urbanos: ¿qué podemos hacer?	27
ISAC MELLA-MÉNDEZ, RAFAEL FLORES-PEREDO, BEATRIZ BOLÍVAR-CIMÉ Y CRISTINA MACSWINEY G.	
Las aves frugívoras y su papel en la restauración pasiva del bosque tropical caducifolio del sur de México: un caso de estudio con la cactácea <i>Pachycereus weberi</i>	61
R. CARLOS ALMAZÁN-NÚÑEZ, ALEJANDRA MARIANO-RENDÓN, ROSALBA RODRÍGUEZ-GODÍNEZ, ALFREDO MÉNDEZ-BAHENA Y RUBÉN PINEDA-LÓPEZ	

Experiencia en la conservación y manejo de fauna dulceacuícola en las barrancas de Cuernavaca, Morelos	84
NORMAN MERCADO SILVA, LILIANA GONZÁLEZ FLORES, DIEGO VIVEROS GUARDADO, HUMBERTO MEJÍA MOJICA Y TOPILTZIN CONTRERAS-MACBEATH	
Manejo y conservación de aves, roedores y murciélagos en paisajes agropecuarios permanentes en Sierra de Huautla, Morelos	103
CRISTINA MARTÍNEZ-GARZA, MARCELA OSORIO-BERISTAIN, DAVID VALENZUELA-GALVÁN, RAÚL E. ALCALÁ-MARTÍNEZ Y EDITH RIVAS-ALONSO	
Más allá del control biológico: la conservación de la entomofauna como estrategia de manejo de plagas agrícolas	132
HIPÓLITO CORTEZ-MADRIGAL	
Manejo del turismo para la conservación del tiburón ballena ( <i>Rhincodon typus</i> ) en México	162
AUSTIN NÉSTOR MONTERO-QUINTANA, CARLOS FIDENCIO OCAMPO-VALDEZ, JOSÉ ABRAHAM VÁZQUEZ-HAIKIN Y MARCELA OSORIO-BERISTAIN	
El Lago de Pátzcuaro durante el cardenismo: entre la conservación y la antropización	178
JUAN HUMBERTO URQUIZA GARCÍA	

*Agradecimientos:*

*Al maestro en ciencias Said Benjamín Ramírez Chávez y al doctor Rubén Pineda López por la ayuda en la integración de este volumen.  
Al doctor Ian McGregor-Fors por su labor en la revisión de algunos de los textos de este libro.*

## PRESENTACIÓN

La antropización, definida como la transformación que lleva a cabo el ser humano sobre los paisajes naturales de los diferentes ecosistemas del planeta, genera afectaciones a la fauna nativa. El interés científico por comprender, reducir o revertir estas afectaciones ha resultado en numerosas acciones de manejo para lograr la conservación biológica de especies nativas tanto en ambientes urbanos como naturales. Con base en el análisis de las actividades mencionadas, en este libro se presenta una serie de propuestas de manejo que han favorecido la conservación de la fauna, las cuales provienen de la experiencia directa de los autores o de revisiones de literatura, e identifican factores y actores clave que deben ser tomados en cuenta por el lector al implementar medidas de conservación para el manejo de fauna en ambientes antropizados.

Este libro es el quinto en la serie de publicaciones generadas por la Red Temática CONACYT Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA, [www.refama.org](http://www.refama.org)). Esta red, formada por académicos, miembros de organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, y participantes de la sociedad en general, fue creada bajo dos premisas. La primera es que no es suficiente crear y mantener áreas naturales protegidas para resguardar a especies animales, sino que deben implementarse medidas de estudio y manejo de fauna en los propios ambientes impactados. La segunda es que en la implementación de las medidas mencionadas es necesaria la participación de diferentes sectores sociales, incluyendo la academia, el sector político-gubernamental, organizaciones públicas y privadas y, en suma, la sociedad.

A través de congresos anuales, la publicación de números especiales en revistas de difusión y académicas, el apoyo a proyectos científicos y la elaboración de libros como éste, la REFAMA continúa contribuyendo a la generación de conocimiento que fomentará el trabajo para la conservación de la fauna en un mundo donde pocos son ya los espacios exclusivos para ella, y muchos aquellos

donde debe lograrse su conservación en convivencia con una creciente población humana. Es nuestro deseo que las experiencias aquí contenidas sirvan de base o complementen el buen manejo y conservación de la fauna nativa en ambientes antropizados.

NORMAN MERCADO SILVA  
Y EK DEL VAL DE GORTARI  
EDITORES

## PRÓLOGO

**E**l 2020 ha iniciado mostrándonos que las consecuencias del cambio climático no pueden pasar desapercibidas. Los incendios forestales en Australia han destruido el 14% de la cubierta forestal<sup>\*</sup> y provocado la muerte de alrededor de un billón de animales silvestres<sup>\*\*</sup> y, por si esto fuera poco, la pandemia del nuevo coronavirus (SARS-COV-2) ha ocasionado una persecución a la fauna silvestre, como los murciélagos, por considerarlos fuente de contagio.<sup>\*\*\*</sup> Ante este panorama, es momento de pasar de observar los procesos de la antropización a actuar para la conservación y sana convivencia con la fauna silvestre.

Hacer investigación-acción sobre fauna nativa silvestre en ambientes antropizados es uno de los grandes retos de los científicos mexicanos hoy en día. La complejidad de este reto se puede dividir en diferentes aristas: por un lado, existen pocos programas de licenciatura o posgrado en México donde los estudiantes puedan revisar los paradigmas e hipótesis más actuales sobre biología animal en ambientes antropizados, debido al reducido número de científicos consolidados que desarrollan estos temas en México; por el otro, hacen falta estudios de carácter multidisciplinar, los cuales potenciarían que las investigaciones realizadas sobre fauna nativa silvestre en ambientes antropizados pudieran tener una aplicación directa y a corto plazo.

Ante esta situación, el libro *Manejo y conservación de fauna en ambientes antropizados* trata de aportar su granito de arena en la educación e investigación aplicada sobre fauna nativa silvestre en ambientes antropizados. Esta es

---

\* Burton, Jesinta. (7 de febrero del 2020). “It was a line of fire coming at us’: South West firefighters return home”. *Busselton-Dunsborough Mail*. Recuperado el 7 de abril del 2020.

\*\* The University of Sydney. (8 de enero del 2020). “More than one billion animals impacted in Australian bushfires”. Recuperado el 7 de abril del 2020.

\*\*\* Cortina Montiel, Jorge. (28 de marzo del 2020). “El ‘Batman’ mexicano pide dejar en paz a los murciélagos y echar un trago de tequila por ellos”. Recuperado el 7 de abril del 2020.

la quinta entrega de una serie de libros editados por la Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA) que abren nuevas líneas de investigación sobre temas relacionados con el manejo y conservación de fauna en ambientes modificados por el ser humano.

El libro *Manejo y conservación de fauna en ambientes antropizados* comprende ocho capítulos con temas novedosos y originales abordados desde perspectivas multidisciplinarias que usan diferentes metodologías para contestar las preguntas de investigación. Por ejemplo, en el capítulo liderado por la doctora Martínez-Garza, por medio de métodos experimentales se compara el efecto de la exclusión de ganado a parches del bosque seco en el estado de Morelos y su impacto en las comunidades de aves, roedores y murciélagos. En los capítulos siguientes se hace uso de las técnicas de revisión narrativa para evaluar los efectos de diferentes estrategias en el manejo de fauna silvestre. Estos trabajos se realizaron en diversos ambientes antropizados, como sistemas agrícolas, sistemas dulceacuícolas, marinos turísticos y urbanos. Los capítulos han sido formados con un lenguaje claro y accesible para los interesados en estos temas que no poseen un entrenamiento científico elevado, y tienen el objetivo final de motivar la reflexión de los diferentes actores sociales que están involucrados en el reto de la conservación y sana convivencia con la fauna silvestre en dichos ambientes.

Por lo anterior, tengo la ilusión de que este libro pueda detonar la reflexión de científicos de diferentes disciplinas, así como de tomadores de decisiones y de la sociedad civil para mejorar la convivencia con nuestra fauna nativa, de tal manera que podamos seguir siendo beneficiarios de los servicios que ésta nos brinda.

ROMEO A. SALDAÑA VÁZQUEZ  
RESPONSABLE TÉCNICO DE LA REFAMA

## JARDINES DE POLINIZADORES COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN EN LAS CIUDADES

MARÍA DEL CORO ARIZMENDI\*  
EK DEL VAL DE GORTARI\*\*

### RESUMEN

La conservación de la biodiversidad en las ciudades representa un reto particular; en este caso, los animales que dependen de recursos florales se ven afectados por la pérdida de vegetación. En México los colibríes, lepidópteros e himenópteros son grupos especialmente diversos y abundantes que se ven perjudicados por la expansión de la mancha urbana. Sin embargo, dado que son fieles a sus fuentes de alimento, es factible recrear condiciones para su mantenimiento dentro de las ciudades. Una estrategia de manejo que ha permitido su conservación es la creación de jardines de polinizadores, los cuales implican la siembra de plantas nativas con flores llamativas que permiten la alimentación de colibríes e insectos. En el país se ha implementado una gran cantidad de jardines de polinizadores, pero no hay muchos datos disponibles sobre su eficacia para la conservación de los grupos de interés, pues en mayor medida se utilizan como una estrategia de educación ambiental para enseñar la relevancia de los polinizadores a diferentes públicos. Consideramos que para cumplir con el objetivo de conservación tras esta estrategia de manejo es fundamental llevar a cabo evaluaciones y monitoreo de los diferentes proyectos para conocer su impacto real. Por otro lado, resulta esencial mostrar la importancia de elegir plantas nativas, que naturalmente sean usadas por los animales, para que formen parte de los jardines.

---

\* Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Autora de correspondencia: [coro.arizmendi@gmail.com](mailto:coro.arizmendi@gmail.com)

\*\* Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas urbanos se caracterizan por la pérdida dramática de la biodiversidad debida a la transformación del paisaje, lo que crea un nuevo sistema en el que algunas plantas y animales pueden sobrevivir tras adaptarse a las nuevas condiciones, pero otras especies desaparecen localmente. Se ha postulado que en los ambientes antrópicos las especies endémicas y especialistas de hábitat desaparecen, mientras que las generalistas y de amplia distribución persisten (McKinney y Lockwood, 1999; McKinney, 2006; Vázquez-Reyes *et al.*, 2017). Lo anterior causa que muchos ambientes urbanos compartan estas especies ampliamente distribuidas y genera lo que se ha llamado “homogeneización biótica” (Vázquez-Reyes *et al.*, 2017); sin embargo, no todos los grupos de animales reaccionan de la misma manera ante las presiones antrópicas. También se ha documentado que las ciudades pueden albergar una mayor diversidad que otros sistemas transformados, como los campos agropecuarios (McGregor-Fors *et al.*, 2010), por lo que se recomiendan estrategias de conservación para permitir que dicha biodiversidad se mantenga a largo plazo.

## PROBLEMÁTICA ACTUAL SOBRE PÉRDIDA DE POLINIZADORES

La polinización es un proceso vital para el mantenimiento de la biodiversidad en la Tierra. En términos ecológicos, más del 80% de las 250,000 plantas con flor conocidas en el mundo requiere polinización para llevar a cabo su reproducción sexual. En este proceso los animales colectan el polen (gameto masculino) producido por las plantas, lo transportan hacia las partes femeninas de la flor y fecundan los óvulos, formándose así las semillas y los frutos. Adicionalmente, tres cuartas partes de los cultivos de los que se alimenta el hombre dependen de la polinización para producir sus frutos, y se calcula que sin los polinizadores faltaría uno de cada tres bocados de comida que se consumen. Entre los cultivos importantes en México que requieren polinizadores están el frijol, el chile, el tomate, el jitomate, las calabazas, los plátanos, las ciruelas, los mangos, las manzanas, el café, el cacao, la vainilla y el almendro, entre otros. Además, cultivos como la alfalfa, del que depende gran parte de la producción de carne, necesitan polinizadores para producir semillas (Ashworth *et al.*, 2009).

El grado de dependencia al polinizador varía y está sujeto al sistema reproductivo de cada planta. Muchas plantas tienen flores perfectas, lo que significa que tienen los dos sexos en una sola flor o son hermafroditas. Entre éstas, algunas producen frutos sin la presencia de un agente externo, es decir, se autopolinizan; otras requieren que el polen sea transportado de las anteras al estigma porque estos dos órganos están separados espacialmente dentro de la misma flor o planta, y otras más necesitan el polen de una planta distinta, es decir, no se autopolinizan. También hay plantas que tienen flores de un solo sexo, pudiendo ser que en un mismo individuo se produzcan flores macho y flores hembra de manera secuencial o simultánea, o bien que los individuos sean machos o hembras. En todos los casos, la necesidad de polen externo es variable y depende de cada sistema reproductivo (Potts *et al.*, 2010).

Recientemente, se ha documentado una disminución en las poblaciones de algunos polinizadores, sobre todo de insectos que han sufrido envenenamientos causados por el uso de pesticidas en cultivos, por la competencia y el desplazamiento por especies introducidas, así como por la pérdida de plantas hospederas, la pérdida de hábitat por deforestación y la fragmentación (Potts *et al.*, 2010). En este sentido, se ha calculado que el valor de los polinizadores para la economía en países como Estados Unidos llega a los 400 mil millones de dólares por año. Para México no existen estimaciones precisas, mas varios cultivos de exportación fundamentales para la economía nacional, como el aguacate, el jitomate, las moras y los cítricos, también dependen de los polinizadores. Estas cifras son difíciles de estimar en una interacción que involucra alrededor de 400 mil especies en todo el mundo; sin embargo, nos hablan de la importancia que reviste para el ser humano preservar la polinización (Klein *et al.*, 2007).

Un buen ejemplo de este valor son los sistemas de agricultura intensiva, como la producción de almendras en Estados Unidos. Este cultivo, que en las últimas décadas se ha hecho masivo en California, produce ganancias millonarias por tener rendimientos muy buenos y requerir pocos insumos. No obstante, en los últimos años se presentaron disminuciones sustantivas en la producción de estos frutos sin que aparentemente hubiera alguna explicación. Tras un análisis cuidadoso, los investigadores se dieron cuenta de que el factor que limitaba la producción de almendras eran los polinizadores. El uso de pesticidas y la fragmentación del hábitat provocaron la reducción en la abundancia de las abejas nativas en esa región; esto, aunado a la invasión reciente de las abejas africanizadas que causó la disminución o incluso el abandono de muchos

apicultores de las colmenas de abejas italianas, originó una crisis en el cultivo de almendros por falta de polinización. Hablamos de un cultivo masivo con árboles que tienen entre 50 y 100 flores por día, y todas necesitan recibir los servicios de un polinizador para producir la semilla. Hay dos soluciones posibles al problema: realizar una polinización manual de las flores, lo cual eleva los gastos de producción y la vuelve incosteable, o “importar” polinizadores al sistema contratando servicios de abejas. Al aplicar esta última, muchos apicultores comenzaron a abandonar la producción de miel para convertir sus colmenas en “migrantes”, es decir, transportarlas desde sus lugares de origen hasta California. Esta nueva práctica ha generado enormes ganancias para los apicultores, pero también presenta problemas asociados al cambio de hábitos en las abejas, como la propagación de enfermedades y la mortandad masiva, entre otros (*i.e.* Morese y Calderone, 2000).

El jitomate es otro cultivo que requiere polinizadores para su producción. En este caso es un abejorro el implicado (*Bombus* spp., la especie varía de acuerdo con la región). Cuando se cultiva esta planta al aire libre, la polinización se efectúa normalmente, pero cuando se hacen cultivos en condiciones de invernadero es necesario el servicio de los abejorros. En 1987 se encontró que era factible la crianza de algunas especies de abejorros —como *Bombus terrestris*, nativa de Europa, el norte de África y Asia— y posible su producción para la venta a los agricultores de invernadero. En Estados Unidos se cultivan dos especies nativas con fines comerciales: *Bombus impatiens* en el este y *Bombus occidentalis* en el oeste. Las especies cultivadas son escogidas por su capacidad de adaptación a diferentes condiciones climáticas y por sus altas tasas reproductivas, lo que les permite tener colonias densas en un lapso corto. Estas características permiten que al escapar se adapten rápidamente al medio silvestre y compitan por recursos como alimento y espacio con las especies nativas, que en la mayoría de las ocasiones son desplazadas por las invasoras. En Japón, Nueva Zelanda y otros países, la especie *Bombus terrestris* ha desplazado a las especies nativas, cuya desaparición, dadas estas condiciones, ya es un hecho. Asimismo, la propagación de enfermedades exóticas se ha presentado cada vez con mayor intensidad en países importadores, siendo una causa más de preocupación, además de que la presencia de *Bombus* invasores erosiona genéticamente a las poblaciones nativas, ya que se entrecruzan y crean híbridos (Winter *et al.*, 2006).

La polinización del agave es otro ejemplo de la importancia de estos animales polinizadores. Para llevar a cabo su reproducción sexual, las plantas del género *Agave* requieren principalmente la visita de murciélagos, ayudados por algunos colibríes, aves percheras y otros insectos. Algunas variedades de esta planta, como el agave azul (*Agave tequilana*), son usadas para la producción de tequila, otras para aguamiel, pulque y mezcal, y otras más para fibras naturales, como el henequén (*Agave foucroides* y *A. sisalana*). Por su parte, en el caso del cultivo de papaya, México es el primer productor a nivel mundial. Sobre este fruto resalta que, si bien la variedad más ampliamente cultivada no depende en forma exclusiva de las polillas polinizadoras para reproducirse, sí se incrementa la producción cuando estos lepidópteros polinizan.

En México se reporta que hay 316 especies de plantas que se cultivan de manera cotidiana, de las cuales 286 se destinan a la alimentación y ochenta se emplean como insumos para el vestido y la vivienda, o como especies ornamentales (Ashworth *et al.*, 2009). Los humanos consumen el fruto o la semilla de 171 especies de las plantas que se usan para la alimentación; de éstas, el 80% depende de un polinizador para su producción, y en el 12% es esencial la polinización, es decir que no se obtendrían los frutos o las semillas de no existir los polinizadores. Aunque la mayoría de los alimentos que consume el mexicano no requiere polinizadores (maíz, trigo, entre otros), sin éstos no podría conseguirse la variedad en la dieta ni la cantidad de nutrientes y vitaminas esenciales recomendados por los organismos internacionales para el bienestar humano (Ashworth *et al.*, 2009).

Hay muchos ejemplos de plantas que dependen fuertemente de los polinizadores para su reproducción. Un ejemplo bien conocido son las cactáceas columnares, plantas con una gran importancia social, económica y ecológica en México, cuyo centro de origen, diversidad y abundancia se encuentra en la región central del país, en las zonas áridas y semiáridas de la cuenca del Balsas. La distribución de muchas especies se limita a estos valles, por lo que se les denomina endémicas. Se ha estudiado con detalle la reproducción de estas plantas, concluyendo que son autoincompatibles y dependen de los murciélagos para formar frutos y semillas. Otros animales, incluidos los colibríes e insectos diurnos, desempeñan un papel variable entre las especies, pero los murciélagos son sus polinizadores principales. En ésta y otras regiones de México, la creencia de que todos los murciélagos son vampiros ha provocado que en muchas comunidades las cuevas se destruyan para erradicarlos, por lo que

se ha trabajado para promover la importancia de estos animales y señalar las diferencias entre los murciélagos vampiro y aquellos con otros hábitos alimenticios. La conservación de los murciélagos es primordial para resguardar los bosques de cactáceas columnares y, con ellos, los paisajes áridos y semiáridos tan comunes en el centro de México (Valiente-Banuet, 2002; Valiente-Banuet *et al.*, 1996).

#### LOS POLINIZADORES DIURNOS COMUNES EN LAS CIUDADES

Los colibríes (Aves: Trochilidae) son aves principalmente nectarívoras, es decir, se alimentan del néctar que producen las flores de una gran variedad de especies de plantas; de éstas, se sabe que polinizan más de 1,000 especies (Arizmendi y Rodríguez-Flores, 2012). La mayoría de las flores visitadas por los colibríes tienen colores brillantes que contrastan con su entorno, sus corolas tienen forma tubular y por lo regular son colgantes. Entre las plantas más comúnmente utilizadas se encuentran, por ejemplo, muchas especies de salvias (*Salvia*), trompetillas (*Penstemon*), aretillos (*Fuchsia*) y colorines (*Erythrina*); todas ellas presentan flores con la forma tubular típica. Sin embargo, estas aves también utilizan otros tipos de flores, como las de algunas especies nopales (*Opuntia*) o las de los plumerillos (*Calliandra* o *Callistemon*), que tienen flores rojas con aspecto y forma de plumero o escobeta (Arizmendi y Rodríguez-Flores, 2012). Debido a este comportamiento, los colibríes son de gran importancia ecológica, ya que son responsables de la reproducción sexual de muchas especies de plantas con flor.

Asimismo, los colibríes son un grupo de aves americano cuyo centro de origen se encuentra en las tierras bajas de los Andes en Suramérica (Stiles, 1981). Son aves pequeñas (de 2.2 a 20.2 g), con características morfológicas bastante homogéneas y dietas compuestas exclusivamente por néctar y pequeños artrópodos (Schuchmann, 1999). Los colibríes se distinguen por su asombrosa capacidad de vuelo: pueden mantenerse suspendidos en el aire y volar en todas direcciones, incluso lateralmente y hacia atrás, lo que les permite alcanzar su alimento en cualquier lugar. Para lograr esto, tienen músculos pectorales muy desarrollados que les permiten realizar entre 80 y 200 aleteos por segundo y alcanzar velocidades de vuelo de entre 50 y 95 km/h. Tienen uno de los cerebros más grandes en proporción a su tamaño corporal, llegando a

representar hasta el 4.2% de su peso total. Sus plumas son iridiscentes, es decir que su color puede distinguirse únicamente cuando son iluminadas por el sol (Arizmendi y Berlanga, 2014).

Además de su importancia como polinizadores, los colibríes son valiosos también desde el punto de vista cultural. Varias culturas precolombinas, en particular las de Mesoamérica, han asociado estas hermosas aves a deidades de la reproducción y la fertilidad, pero también a la guerra. Sus plumas se han encontrado en la vestimenta de guerreros como Huitzilopochtli, dios de la guerra y patrón de los mexicas, cuyo nombre significa “colibrí zurdo”; en su penacho porta un colibrí y su pierna izquierda está cubierta con sus plumas. Aún en la actualidad en algunas regiones de México se les atribuyen a los colibríes propiedades mágicas o curativas. Estas maravillosas aves están ligadas culturalmente a cosas del destino, del espíritu, del quehacer y del entender de la vida humana, como la buena suerte, la salud, el amor y la fertilidad.

Otro grupo emblemático y significativo de animales para la polinización de plantas silvestres son las mariposas y polillas (Lepidópteros), grupo responsable de la reproducción de un número importante de plantas nativas en las regiones tropicales y semiáridas, y sin embargo, menos estudiado. En México se calcula que hay 23,750 especies diferentes de mariposas y polillas (Llorente-Bousquets *et al.*, 2014) que, además de ser polinizadores, dependen de las plantas para el alimento de sus larvas, por lo que existe una estrecha relación con la vegetación tanto en sus estadios larvarios como adultos.

Las mariposas también entran dentro de los grupos animales carismáticos y apreciados por los humanos, dado su diverso colorido y vuelo característico. Han estado muy ligadas a la cultura nacional desde tiempos prehispánicos y se les ha vinculado con la constante transformación de la vida y con el universo en general. En la cultura maya, las mariposas representan a los guerreros muertos en batalla que regresan del inframundo, y también se les atribuye la particularidad de conceder “la felicidad” a la persona que la desea fuertemente y deja en libertad a una mariposa.

Aunque existen especies de colibríes y mariposas que son afectadas negativamente por la urbanización, hay otras que se adaptan a vivir en las ciudades cerca de la actividad cotidiana de los humanos. Algunas especies de colibríes son capaces hasta de utilizar recursos alternativos como los bebederos artificiales, a los que se han adaptado de muy buena manera en las pasadas dos décadas. La comercialización de estos bebederos ha hecho que mucha gente en las ciudades los ofrezca a los colibríes, atrayéndolos a sus jardines o incluso

a sus balcones y ventanas, con lo que la abundancia de estos organismos aumenta en los centros urbanos. Al ser asociados a la buena suerte y el amor, las personas están generalmente contentas de recibirlos en sus casas.

#### JARDINES DE POLINIZADORES COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN

El gusto por conocer a los colibríes y las mariposas debe encaminarse a otro por conservarlos como parte de nuestro patrimonio natural. Podemos aprovechar su presencia en ambientes urbanos para mostrarle a la población cómo retribuirles parte de su hábitat perdido por el crecimiento urbano, y de este modo, buscar atraerlos, observar su conducta, conocerlos, así como saber cuál es y ha sido su papel en la naturaleza y en las diferentes culturas en México, para así fomentar su conservación.

En relación con los colibríes, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), en colaboración con la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), publicó una guía de identificación de las 57 especies de colibríes presentes en México (Arizmendi y Berlanga, 2014). Este libro tiene ilustraciones de las especies (con Marco Antonio Pineda como ilustrador) y textos donde se resumen su morfología y lo que se conoce de su historia natural. En el caso de las mariposas, dado que es un grupo mucho más diverso, no se cuenta con una sola publicación que condense toda la información de las especies mexicanas con fotografías e información particular, pero sí existen esfuerzos de la CONABIO y de la UNAM en Morelia para producir guías de identificación de las mariposas en las ciudades y diferentes áreas protegidas, en la Ciudad de México ([http://www.paismaravillas.mx/assets/pdf/guia\\_mariposas.pdf](http://www.paismaravillas.mx/assets/pdf/guia_mariposas.pdf)) o en Morelia (<http://www.iies.unam.mx/wp-content/uploads/2016/03/mariposas-web.pdf>).

Por otro lado, la observación de aves como pasatiempo es una actividad ampliamente desarrollada en países como Estados Unidos, Canadá y el Reino Unido, por mencionar algunos. En el Reino Unido se ha calculado que el 10% de la población lleva a cabo actividades de observación de aves de manera regular (Cammack *et al.*, 2011), mientras que en Estados Unidos se ha estimado que cerca de 90 millones de personas dedican parte de su tiempo a la observación de fauna y flora, destacando la de aves (Cooper *et al.*, 2015). Además, al ser una actividad recreativa, se ha mostrado que las personas que la suelen

realizar desarrollan conductas que propician el cuidado del medio ambiente, involucrándose en campañas de protección de especies y restauración de hábitat o simplemente apoyando organizaciones cuyo fin es la conservación de la naturaleza (Cooper *et al.*, 2015).

Aprovechando este gusto natural por los colibríes y las mariposas, y en busca de fomentar su conservación, así como la conexión de las personas que viven en ambientes urbanos con la vida silvestre, comenzamos a promover la idea de sembrar jardines de polinizadores como forma de atraerlos a las ciudades para tenerlos cerca y poder observarlos, restituyéndoles un poco del hábitat que les quitamos al transformar los ambientes naturales en ciudades.

En México la mayoría de los jardines de polinizadores se han establecido como jardines de colibríes, los cuales han probado ser una alternativa muy llamativa con la cual la gente puede colocar plantas en lugares desde una maceta hasta un gran jardín para atraer a estos animales considerados hermosos y, de acuerdo con la cultura, de buena suerte. Algunas de las plantas sembradas en estos jardines también atraen mariposas, por lo que dichos lugares se transforman en hábitat para los polinizadores.

Para promover la siembra de jardines como hábitat para los polinizadores, se comenzó en 2014 por crear un jardín demostrativo en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, situada en Tlalnepantla en el Estado de México. En este jardín se plantaron 238 ejemplares de 18 especies divididas en seis jardinerías. Al día de hoy, las plantas han crecido de manera significativa; algunas de ellas se han tenido que sustituir, pero la mayoría solamente se debe mantener usando técnicas convencionales de jardinería. Este jardín lo visitan *Amazilia beryllina* y *Cynanthus latirostris*.

Como consecuencia de esto, varias instituciones en la Ciudad de México se involucraron en el proyecto de elaborar jardines de polinizadores. Los Institutos de Educación Media (IEMS) nos solicitaron, a través de la maestra de Biología del IEMS 4 Iztapalapa, Blanca Prado Herrera, elaborar junto con alumnos y maestros un jardín que comenzó en 2016. Éste se hizo en macetas móviles, dadas las características del plantel, que no contiene áreas verdes donde se puedan desarrollar las actividades de un jardín. Sin embargo, a las jardineras llegan de manera regular los colibríes (*Amazilia beryllina*) a visitar las plantas. A este esfuerzo se unió el IEMS 1 Tlalpan, situado en colindancia con el parque ecológico Ajusco Medio de la Ciudad de México; el plantel tiene un área verde donde se realizó un jardín el 16 de junio del 2017 que se inauguró oficialmente en octubre del 2018. En este sitio se sembraron 228 plantas de 20 especies uti-

lizando un diseño realizado por Gabriela Almeida y Claudia Rodríguez, estudiantes asociadas al proyecto. Por último, pero no menos importante, se situó un jardín de polinizadores en el Asilo de Ancianas San Jerónimo en el sur de la Ciudad de México. En este lugar se instalaron además dos bebederos artificiales con el propósito de atraer a los colibríes y fomentar su observación entre las 12 mujeres que viven en la casa. En 2017 y 2018 se colocó un total de 100 plantas que son observadas y cuidadas por el grupo de señoras de la tercera edad, para quienes la observación de colibríes se ha vuelto un bonito pasatiempo.

Como parte de este mismo proyecto se elaboró material gráfico para promover la correcta identificación de los colibríes en forma de un tríptico con las especies registradas en la Ciudad de México, y hay otro con sólo las cinco especies más comunes; estos trípticos se reparten en las actividades de difusión realizadas. Adicionalmente, se creó una página web para divulgar el proyecto y registrar de manera electrónica los jardines que las personas hagan en sus casas, así como en escuelas o instituciones similares ([www.coroarizmendi.com.mx](http://www.coroarizmendi.com.mx)).

En México se han establecido algunos jardines de polinizadores enfocados en proporcionar alimento a las mariposas monarcas migratorias que pasan por nuestro territorio en su camino hacia los santuarios en el Estado de México y Michoacán. Al respecto, la Comisión para la Cooperación Ambiental para América del Norte ha promovido la iniciativa entre Canadá, Estados Unidos y México, para facilitar el viaje de estas mariposas. Por su parte, el gobierno de Guanajuato instaló esta clase de jardines en Silao, Celaya y Acámbaro utilizando plantas de lantana (*Lantana camara*), lavanda (*Lavandula angustifolia*), salvia (*Salvia* spp.) y dalia (*Dahlia* sp.) en 2017, y el proyecto Ruta Monarca de la Fundación Nacional para la Conservación del Hábitat de la Mariposa Monarca (FUNACOM) está fomentando la creación de jardines agroecológicos con el mismo fin. Aún no hay reportes del impacto de dichas iniciativas, pero esperamos que pronto estén disponibles los datos sobre la visita de la mariposa monarca a estos jardines.

Los jardines de polinizadores involucran un número importante de personas en su concepción, durante la plantación y, posteriormente, mientras se encuentran en función, cuando se realizan los avistamientos; por ello son buenas herramientas para la educación ambiental y para concientizar sobre la importancia de los polinizadores a través de su observación. Por otro lado, aún no se ha documentado con datos precisos el objetivo de conservación de los polinizadores dentro de las zonas urbanas a través de dichos jardines. En este sentido, es necesario llevar a cabo esfuerzos de monitoreo más rigurosos para

establecer si el impacto de los jardines es significativo para las poblaciones de los polinizadores, tanto colibríes como mariposas, y sería fundamental que en dicho monitoreo participaran activamente científicos junto con los ciudadanos para que la información se socialice y se comprenda en todos los sectores.

#### PROYECCIONES A FUTURO

Como se ha visto en las líneas anteriores, los jardines de polinizadores tienen un gran potencial tanto para la educación ambiental como para la conservación de los polinizadores en áreas urbanas. Por ello, en particular para el proyecto de la red de jardines de colibríes que se ha formado, se pretende consolidar el esfuerzo mediante la ampliación del número de jardines y el área de influencia con programas que permitan que los ciudadanos hagan suya esta labor, incidiendo de manera importante en que el hábitat de los colibríes aumente dentro de la Ciudad de México. En el caso de los jardines de mariposas, se buscará documentar el efecto de aquellos establecidos en la ruta migratoria de la mariposa monarca dentro de México para impactar en la población de la especie y en especial en los individuos que llegan a los santuarios.

Dado que nos enfrentamos a una crisis importante de extinción de especies, acciones como la creación de jardines de polinizadores en las ciudades pueden repercutir significativamente en la concientización de los ciudadanos sobre el valor de la fauna para la polinización de las plantas; al mismo tiempo, los jardines promueven que las personas cuiden y conserven los polinizadores porque son parte de su vida cotidiana.

#### LITERATURA CITADA

- ARIZMENDI, M.C. y H. Berlanga. 2014. *Colibríes de México y Norteamérica/ Hummingbirds of Mexico and North America*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 160 pp.
- ARIZMENDI, M.C. y C. Rodríguez-Flores. 2012. How many plant species do hummingbirds visit? *Ornitología Neotropical*, volumen 23, 71-77 pp.
- ASHWORTH, L., M. Quesada, A. Casas, R. Aguilar y K. Oyama. 2009. Pollinator-dependent food production in Mexico. *Biological Conservation*, volumen 142, número 5, 1050-1057 pp.

- BEUTELSPACHER, C. 1989. *Las mariposas entre los antiguos mexicanos*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México, 104 pp.
- CAMMACK, P.J., I. Convery y H. Prince. 2011. Gardens and birdwatching: recreation environmental management and human-nature interaction in an everyday location. *Area*, volumen 43, número 3, 314-319 pp.
- COOPER, C., L. Larson, A. Dayer, R. Stedman y D. Decker. 2015. Are Wildlife Recreationists Conservationists? Linking Hunting, Birdwatching, and Pro-Environmental Behavior. *Journal of Wildlife Management*, volumen 79, número 3, 446-457 pp.
- DICKS, L. *et al.* 2016. Ten policies for pollinators. *Science*, volumen 354, número 6315, 975-976 pp.
- KEARNS, C.A., D.W. Inouye y N.M. Waser. 1998. Endangered Mutualisms: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, volumen 29, 83-112 pp.
- KLEIN, A.M., B.E. Vaissière, J.H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S.A. Cunningham, C. Kremen y T. Tscharntke. 2007. Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops. *Proceedings of the Royal Society B*, volumen 274, 303-313 pp.
- LORENTE-BOUSQUETS, J., I. Vargas-Fernández, A. Luis-Martínez, M. Trujano-Ortega, B.C. Hernández-Mejía y A.D. Warren. 2014. Biodiversidad de Lepidoptera en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad Supl.*, volumen 85, 8353-8371 pp.
- MACGREGOR-FORS, I., L. Morales-Pérez, J. Quesada y J.E. Schondube. 2009. Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions*, volumen 12, número 1, 87-96 pp.
- MCKINNEY, M.L. y J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, volumen 14, número 11, 450-453 pp.
- MCKINNEY, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, volumen 127, número 3, 247-260 pp.
- VALIENTE-BANUET, A., M.C. Arizmendi, A.E. Rojas-Martínez y L. Domínguez-Canseco. 1996. Ecological Relationships between Columnar Cacti and Nectar Feeding-Bats in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, volumen 12, número 1, 103-119 pp.
- VALIENTE-BANUET, A. 2002. Vulnerabilidad de los sistemas de polinización de las cactáceas columnares de México. *Revista Chilena de Historia Natural*, volumen 75, número 1, 99-104 pp.

- VÁZQUEZ-REYES, L.D., M.C. Arizmendi, H.O. Godínez-Álvarez y A.G. Navarro-Sigüenza. 2017. Directional effects of biotic homogenization of bird communities in Mexican seasonal forests. *The Condor*, volumen 119, número 2, 275-288 pp.
- WINTER, K., L. Adams, R. Thorp, D. Inouye, L. Day, J. Ascher y S. Buchmann. 2006. Importation of Non-Native Bumble Bees into North America: Potential Consequences of Using *Bombus terrestris* and Other Non-Native Bumble Bees for Greenhouse Crop Pollination in Canada, Mexico, and the United States. *North American Pollinator Protection Campaign*. San Francisco, EE.UU.

## DEPREDACIÓN DE FAUNA NATIVA POR GATOS URBANOS: ¿QUÉ PODEMOS HACER?

ISAC MELLA-MÉNDEZ<sup>\*</sup>  
RAFAEL FLORES-PEREDO<sup>\*\*</sup>  
BEATRIZ BOLÍVAR-CIMÉ<sup>\*\*\*</sup>  
CRISTINA MACSWINEY G.<sup>\*\*\*\*</sup>

### RESUMEN

La depredación de fauna silvestre por gatos urbanos es un problema ecológico mundial que actualmente afecta a diversas especies silvestres. No obstante, sus repercusiones a nivel ecológico son poco conocidas por la sociedad, en especial por los dueños de estos animales. Ante esta situación, surge la necesidad de brindar conocimiento claro, fundamentado y objetivo para desarrollar o implementar estrategias que reduzcan el impacto de estos animales sobre la fauna nativa en ambientes urbanos. En este contexto, presentamos un panorama general del efecto negativo de la depredación de fauna silvestre por gatos y 16 estrategias utilizadas que lo reducen: 1) captura-esterilización-liberación (TNR), 2) captura-vasectomía-histerectomía-liberación (TVHR), 3) cascabeles, 4) CatBib®, 5) BirdsBesafe®, 6) CatAlert®, 7) Liberator®, 8) CatWatch®, 9) alimentación, 10) enriquecimiento ambiental, 11) vallas,

---

<sup>\*</sup> Laboratorio de Ecología, Instituto de Investigaciones Forestales, Universidad Veracruzana, Parque Ecológico El Haya, Antigua Carretera Xalapa-Coatepec, c.p. 91070, Xalapa, Veracruz, México. Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana, Dr. Luis Castelazo, c.p. 91190, Xalapa, Veracruz, México.

<sup>\*\*</sup> Laboratorio de Ecología, Instituto de Investigaciones Forestales, Universidad Veracruzana. Autor de correspondencia: peredofr@gmail.com

<sup>\*\*\*</sup> Laboratorio de Ecología, Instituto de Investigaciones Forestales, Universidad Veracruzana.

<sup>\*\*\*\*</sup> Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana, José María Morelos, 44 y 46, c.p. 91000, Xalapa, Veracruz, México.

12) Oscillot®, 13) restricción espacio-temporal, 14) onicectomía, 15) técnicas de condicionamiento operante y 16) técnicas letales. La esterilización (TNR y TVHR) es la más utilizada para reducir el número de gatos callejeros y ferales, pero no suprime su conducta depredadora, por lo cual los dispositivos sónicos y visuales han sido más implementados, aunque son ineficaces en función al grupo taxonómico. Asimismo, no existe información sólida que respalde la afirmación de que la cantidad y tipo de alimentos suministrados modulen la conducta depredadora en gatos. Al respecto, dispositivos como Oscillot® y BirdsBesafe® pueden resultar eficaces, pero no están disponibles en el mercado en México. Por ello, proponemos que la reclusión espacio-temporal y el enriquecimiento ambiental son la mejor estrategia para el control integral de los gatos, al reducir sus posibilidades de atropellamiento, envenenamiento, lesiones y/o contagio de enfermedades y de captura de animales silvestres. Esta información puede ser útil para la planeación y establecimiento integral de mejores estrategias enfocadas al control de esta especie exótica, así como para reducir su impacto sobre especies silvestres vulnerables. No obstante, enfatizamos que la viabilidad y eficacia de estas técnicas dependerán en gran medida de su nivel de aceptación social, así como del contexto ambiental y político.

## INTRODUCCIÓN

La depredación de fauna silvestre por gatos ha generado a nivel mundial un impacto negativo sobre la biodiversidad. Basta mencionar que alrededor de 430 especies de vertebrados silvestres en áreas continentales han sido afectadas, de las cuales 63 ya fueron extintas (Loss y Marra, 2017), mientras que en islas se ha reportado el impacto de gatos sobre 175 especies provenientes de 120 islas (Medina *et al.*, 2011). Entre las presas destacan aves, mamíferos, anfibios, reptiles e incluso insectos. Estudios observacionales y experimentales han proporcionado evidencia inequívoca del efecto de múltiples procesos ecológicos por gatos en las áreas donde están presentes (Medina *et al.*, 2011; Kitts-Morgan, 2015). Además de estar involucrados en interacciones como la depredación, los gatos son también vectores de enfermedades en vertebrados silvestres, actúan como eficaces competidores de recursos (alimento y espacio) y como agentes generadores de conductas de miedo o evasión. En consecuencia, los gatos pueden reducir el tamaño de las camadas de vertebrados pequeños, disminuir sus actividades de forrajeo y suprimir el tamaño de sus poblaciones por debajo del nivel mínimo de reclutamiento, alterando así gravemente sus

procesos demográficos (Doherty *et al.*, 2016). Por consiguiente, los gatos están considerados dentro de la lista de las cien especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (ISSG, 2010).

La falta de conocimiento de los dueños sobre el impacto de sus gatos, así como la distorsión en la información que brindan algunos activistas en protección de animales han frenado y desestimado los resultados científicos que muestran su efecto negativo, por lo que es inminente la necesidad de crear estrategias integrales para su monitoreo, difusión del daño y control en ambientes naturales y urbanos (Loss y Marra, 2018). En México, y particularmente en islas oceánicas, se ha documentado el uso eficiente de técnicas letales para evitar la desaparición de especies silvestres de gran interés ecológico (Ortiz-Alcaraz *et al.*, 2017); sin embargo, en ambientes urbanos y naturales aún se desconocen algunas de las técnicas existentes para el control de estos animales y cuáles serían las más recomendadas considerando el marco legal y la región.

## ANTECEDENTES

### DESCRIPCIÓN DEL GATO

El gato doméstico (*Felis catus*) es un felino de tamaño mediano cuyo peso puede variar entre 2 y 9 kilogramos. Su cuerpo es flexible y ligero, pero musculoso y compacto. Presenta dimorfismo sexual, siendo la hembra más pequeña que el macho (Nowak, 2005). Asimismo, tiene glándulas odoríferas en la cabeza, cerca del ano y del hocico, utilizadas para delimitar sus áreas de actividad (Álvarez-Romero y Medellín, 2005). Cuenta con cinco dígitos en las patas delanteras y cuatro en las traseras, además de cojinetes desnudos y patas peludas que disminuyen el ruido durante su desplazamiento.

Los gatos domésticos pueden vivir hasta 17 años y suelen ser solitarios a excepción de la temporada de celo. Su ciclo reproductivo es corto, con una gestación de 56 a 69 días (Kopack, 2001; Nowak, 2005). Desde los 7 meses pueden ser maduros sexualmente y tener de dos a cuatro camadas por año, con una a ocho crías por camada (Kopack, 2001). Las hembras son poliéstricas y si pierden una camada entran nuevamente en estro, pudiéndose aparear con más de un macho en una misma temporada (Nowak, 2005). Sin embargo, existen datos que demuestran que las hembras y machos pueden formar vínculos de afiliación a largo plazo (Crowell-Davis *et al.*, 2004).

Los gatos son depredadores innatos, poseen cualidades físicas, fisiológicas y conductuales que les han permitido ser eficientes cazadores, además de que cuentan con sentidos (sistemas sensoriales) altamente desarrollados (Nowak, 2005). Quizá el más importante de sus sentidos sea el oído, ya que pueden percibir sonidos que alcanzan hasta los 60 kHz (kilohercios) (Spotte, 2014). En comparación, el ser humano es capaz de percibir sonidos únicamente hasta los 20 kHz (Miller *et al.*, 1963). El hecho de que los gatos posean este rango de audición ultrasónico vuelve posible que perciban sonidos provenientes de mamíferos pequeños, los cuales se comunican en estas frecuencias de audición. Respecto a su visión, su agudeza es limitada durante el día en comparación con el ser humano (Spotte, 2014). Además, debido a su visión dicromática (de dos colores) son incapaces de distinguir tonos rojos y verdes (Spotte, 2014); sin embargo, las grandes cantidades de bastones oculares en su retina les permiten tener una excelente visión escotópica (en bajos niveles de luz) (Jarvis y Wathes, 2012), lo cual favorece su excelente sensibilidad al contraste en la iluminación tenue durante el crepúsculo, por lo que regularmente en este horario presentan su mayor actividad.

Por otro lado, su olfato parece ser de poca utilidad para la detección de presas y alimento, ya que algunos estudios realizados con gatos ciegos mostraron que elegían al azar cualquiera de los objetivos olfatorios estudiados, excepto cuando los individuos se encontraban a una distancia muy cercana (Crémieux *et al.*, 1986). Por el contrario, los mismos gatos reaccionaron eficazmente hacia objetivos que emitían sonido, lo que indica que las señales auditivas parecen ser más importantes. No obstante, otros estudios con gatos ferales han mostrado que el sentido del olfato podría ser también importante si la presa desprende un olor fuerte y distintivo (Spotte, 2014).

#### ORIGEN DEL GATO DOMÉSTICO Y SITUACIÓN ACTUAL

Algunos estudios señalan que la domesticación del gato se originó en el Cercano Oriente, a partir de gatos monteses y silvestres que habitaban antiguamente esa región (Driscoll *et al.*, 2007). El primer caso de domesticación de gatos se acredita al registro de una tumba en Chipre con una antigüedad de entre 9200 y 9500 años, donde se encontraron los restos de un gato junto a los de una persona (Vigne *et al.*, 2004). A diferencia de los perros, los gatos han tenido

presiones mínimas de selección artificial en su forma y función, ya que de manera natural controlaban roedores mediante la cacería, por lo cual proliferaron en las inmediaciones de los asentamientos humanos (Kurushima *et al.*, 2013). En este proceso de domesticación, los gatos han conservado sus habilidades innatas de acecho y cacería (Kurushima *et al.*, 2013).

Al principio, la distribución geográfica del gato doméstico se extendió prácticamente en todos los países del Viejo Mundo y es probable que ocurriera a lo largo de las rutas comerciales entre las civilizaciones antiguas (Lipinski *et al.*, 2008). Los gatos eran intercambiados por productos como la seda, mientras que en países como la India y Egipto eran venerados como dioses. Se sabe que, durante la Edad Media, estos animales fueron usados como cazadores, al controlar el número de roedores que transmitían la peste negra en Europa en el siglo xiv, por lo que desde entonces han sido considerados como un elemento esencial en granjas, almacenes, navíos y hogares, entre otros (Flores-Peredo *et al.*, 2015). Asimismo, fueron utilizados con fines médicos y alimenticios.

Existe gran variabilidad fenotípica dentro de la especie, ya que puede presentar diferentes tamaños, coloración y largo del pelaje. Aunque las razas de gatos que conocemos hoy en día se originaron hace 150 años aproximadamente, la mayoría se desarrolló en los últimos 50 a 75 años a partir de la selección humana centrada en las cualidades estéticas (Montague *et al.*, 2014). De acuerdo con la Asociación Internacional de Gatos (TICA, 2018), actualmente se reconocen cerca de 60 razas. Algunas, como la Korat y Van Turco, se consideran de origen natural debido a que sus poblaciones permanecieron aisladas, mientras que razas como la Ocicat y Bengalí se consideran híbridas por el cruce intencional entre razas y especies distintas (Kurushima *et al.*, 2013).

La población mundial de gatos es destacable, aun en comparación con la de los perros, que está cerca de los 1,000 millones de individuos (Gompper, 2014). En la actualidad se calculan 600 millones de gatos, los cuales se encuentran distribuidos en todos los tipos de ambientes naturales y urbanos, a excepción de la Antártida (Peterson *et al.*, 2012). Sin embargo, es muy difícil calcular de manera eficaz su abundancia porque además de los gatos domésticos y callejeros (aquellos cuyos requerimientos y necesidades son cubiertos total o parcialmente por el humano), se cuentan también los gatos ferales, descritos como aquellos que se reproducen en áreas naturales y se alimentan en su mayoría de fauna silvestre (Dickman, 1996). Ahora, los gatos están entre los animales de compañía más populares, e incluso algunos autores consideran que podrían convertirse en la “mascota del futuro” por varias razones, entre las

cuales está su carácter independiente y el poco requerimiento de espacio, lo que les permite encajar perfectamente con las condiciones actuales de vida del humano en las ciudades (Caraballo, 2003).

#### IMPACTO DE LOS GATOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD

Como eficientes depredadores, los gatos aún presentan distintas conductas de sus ancestros silvestres, entre las cuales se encuentran el acecho y la cacería de fauna. Esto es independiente de su necesidad de alimento, ya que se ha visto que gatos bien alimentados siguen capturando animales, debido a que el hambre y el instinto por cazar están regulados por distintos controles neurológicos (Spotte, 2014; Kitts-Morgan, 2015). Las presas pueden ser consumidas en su totalidad o parcialmente, ser lastimadas por sus garras y colmillos, o ser utilizadas para la enseñanza del arte de la cacería a sus crías (Spotte, 2014). Aunque individualmente pareciera no tener un gran impacto el daño de un solo gato, éste es exponencial cuando se considera el número de gatos que realizan esta conducta a nivel regional, nacional y mundial. Además, en áreas urbanas y rurales, los gatos domésticos se consideran como depredadores “subsidiados”, ya que a menudo reciben alimentos de manera directa o indirecta por los humanos (Kitts-Morgan, 2015), por lo que el acceso a fuentes de alimento genera condiciones para el sustento de grandes poblaciones, y con ello surge un grave problema social y ecológico.

Los gatos pueden cazar aves, mamíferos, anfibios, reptiles, peces e incluso invertebrados, dependiendo del hábitat, la estacionalidad y la disponibilidad de presas (Spotte, 2014). Actualmente, se sabe que a nivel mundial los gatos están implicados en la extinción de al menos 63 especies de vertebrados, siendo las aves el grupo más afectado (40 spp.), seguido por los mamíferos (21 spp.) y los reptiles (2 spp.; Loss y Marra, 2017), así como que representan una amenaza para 430 especies de vertebrados silvestres (Doherty *et al.*, 2016). Algunos estudios han extrapolado las cifras locales de depredación para conocer su impacto a nivel nacional. Por ejemplo, en Estados Unidos se estima que los gatos depredan por año entre 1,400 y 3,700 millones de aves, y entre 6,900 y 20,700 millones de mamíferos (Loss *et al.*, 2013). En Canadá depredan aproximadamente 350 millones de aves por año (Blancher, 2013) y en Australia afectan a cerca de 400 especies de vertebrados silvestres vía depredación (Doherty *et al.*, 2015). Por tal motivo, ocupan el lugar 38 dentro de la lista de las especies exóticas invasoras más perjudiciales del mundo (ISSG, 2010).

Diversos grupos de investigadores en el mundo han intentado cuantificar de manera precisa la cantidad de especies y organismos silvestres afectados en áreas urbanas por los gatos. La estrategia más utilizada ha sido la recolección e identificación de las presas que llevan a sus hogares como “trofeo” (Barratt, 1998; Baker *et al.*, 2005; Krauze-Gryz *et al.*, 2017). Por ejemplo, un estudio realizado en Inglaterra durante cinco meses documentó que 14,370 presas silvestres fueron llevadas a casa por 986 gatos, de las cuales la mayoría fueron mamíferos (69%), seguidos de aves (24%), anfibios (4%), reptiles (1%), peces (<1%) e invertebrados (1%; Woods *et al.*, 2003). Similarmente, en Polonia una investigación reveló que 1,348 presas fueron llevadas a casa por 26 gatos de áreas urbanas y rurales, siendo los roedores los más abundantes (836 individuos), seguidos por aves (209), reptiles (131) y musarañas (116) (Krauze-Gryz *et al.*, 2017). En el sureste de Michigan en Estados Unidos, se documentó que, en un estudio con 656 gatos, éstos depredaron en promedio 1.4 aves cada uno por semana, viéndose afectadas más de 23 especies silvestres (Lepczyk *et al.*, 2004). Algunos investigadores han descubierto que el registro de “trofeos” suele subestimar la diversidad y cantidad de presas, ya que cerca de la mitad pueden ser abandonadas en el lugar donde fueron cazadas, por lo que se ha implementado el uso de cámaras de videograbación instaladas en el cuello de los gatos (KittyCam®), las cuales permiten detectar el número real de animales capturados (Loyd *et al.*, 2013; Hernández *et al.*, 2018).

#### EL IMPACTO ECOLÓGICO DE GATOS EN MÉXICO

México ocupa el primer lugar de América Latina en la tenencia de mascotas, con cerca de 18 millones de perros y cinco millones de gatos (Flores-Peredo *et al.*, 2015). Aunque muchos de ellos tienen dueño, pueden convertirse en un serio problema ecológico cuando ingresan o invaden ambientes naturales, al convertirse en depredadores exóticos e invasivos muy peligrosos para la fauna nativa. En territorio mexicano, se han documentado aproximadamente 69 introducciones del gato doméstico en ambientes naturales y se generaron efectos negativos sobre presas nativas en 38 casos (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). La principal región evaluada respecto al impacto de gatos son las islas oceánicas del noreste de México, donde han causado la extinción y extirpación de varias especies y subespecies (Cuadro 1).

Uno de los grupos mayormente afectados por los gatos son las aves insulares, pues por lo general anidan en el suelo y, al no contar con depredadores naturales, son sorprendidas y atrapadas con facilidad. Por ejemplo, en la isla de Guadalupe, los gatos ferales causaron la extinción de subespecies como el salta pared cola larga (*Thryomanes bewickii brevicauda*) y el rascador moteado (*Pipilo maculatus consobrinus*), además de poner en riesgo especies como el Paíño de Isla Guadalupe (*Oceanodroma macrodactyla*; Hernández-Montoya *et al.*, 2014). Los mamíferos también han sido afectados de manera directa o indirecta por la presencia de gatos en islas. Por ejemplo, en Isla Guadalupe se han observado gatos robando leche a los elefantes marinos lactantes (Gallo-Reynoso y Ortiz, 2010), además de que han afectado a roedores endémicos como *Chaetodipus anthonyi*, *Peromyscus interparietalis*, *Neotoma bryanti*, *N. anthonyi* y *N. martinensis*, a través de la depredación (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Incluso, se documentó que la población total de *Peromyscus guardia guardia* fue extirpada por un solo gato en uno o dos años, lo cual representó el primer reporte de la desaparición total de una población insular por un solo organismo (Mellink *et al.*, 2002; Vázquez-Domínguez *et al.*, 2004).

Ante la problemática de depredación por gatos en islas mexicanas, se han realizado esfuerzos para erradicarlos en estas áreas. Para este fin, se ha requerido el uso de diversas técnicas complementarias que incluyen la cacería con rifles y perros, así como la colocación de trampas en sitios estratégicos (Wood *et al.*, 2002). Como resultado de estos esfuerzos, se ha logrado la erradicación completa de gatos en al menos 18 islas oceánicas del noroeste de México (Wood *et al.*, 2002; Nogales *et al.*, 2006; Álvarez-Romero *et al.*, 2008; Ortiz-Alcaraz *et al.*, 2017). Sin embargo, aún existen islas con poblaciones de gatos ferales como Isla Socorro e Isla Guadalupe, donde siguen afectando a varias especies de vertebrados nativos (Spatz *et al.*, 2017).

En contraste con las islas oceánicas, la investigación sobre la depredación de fauna silvestre por gatos dentro de la plataforma continental de México (tierra firme) es escasa. Uno de los pocos trabajos realizados es el de Orduña-Villaseñor (2015), quien evaluó las presas consumidas por gatos domésticos que podían salir fuera de la casa de sus dueños en ambientes urbanos y rurales de Morelia, Michoacán. Los resultados muestran que los gatos consumen cerca de 40 especies de presas, entre las que se encuentran 16 especies de aves, 13 de mamíferos, cuatro de reptiles, dos anfibios y cinco artrópodos. En una cueva del centro del estado de Veracruz, también se ha observado depredación recu-

rente por gatos de diversos individuos de murciélagos mormópidos durante la emergencia de su cueva (MacSwiney G., observación personal). Actualmente, se lleva a cabo un trabajo de investigación encabezado por el primer autor de este capítulo para determinar el grupo taxonómico y el número de presas capturadas por gatos domésticos en la ciudad de Xalapa, Veracruz, en México, así como para identificar los factores intrínsecos y extrínsecos de los gatos que modulan la depredación.

A pesar de que existe evidencia del efecto negativo que pueden tener los gatos domésticos y ferales sobre la fauna nativa, es notoria y también preocupante la ausencia de proyectos de investigación en México, sobre todo porque muchas áreas urbanas cuentan con remanentes de vegetación que conservan una importante riqueza faunística altamente vulnerable ante la depredación por gatos. Frente a este panorama, resulta urgente comprender de qué manera los gatos afectan a las especies nativas de México y cuáles son las acciones que sus dueños deben conocer y realizar para minimizar o incluso suprimir ese efecto sobre su entorno natural.

#### CUADRO 1

Lista de especies y subespecies de vertebrados con su nombre común afectados por la introducción de gatos en islas oceánicas del noroeste de México, y estado de sus poblaciones. Fuente: Álvarez-Romero *et al.*, 2008. Simbología: A = amenazada, E = extinta, Ext = extirpada, Ep = en peligro de extinción. Nomenclatura científica y común de acuerdo con los listados de aves (Berlanga *et al.*, 2017), mamíferos (Ramírez-Pulido *et al.*, 2014) y reptiles (Uetz y Hallermann, 2019)

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	ESTATUS
Clase Aves		
Especies		
<i>Oceanodroma macrodactyla</i>	Paño de Isla Guadalupe	E
<i>Onychoprion fuscatus</i>	Charrán albinegro	A
<i>Pelecanus occidentalis</i>	Pelícano café	A
<i>Phalacrocorax auritus</i>	Cormorán orejón	A
<i>Phalacrocorax penicillatus</i>	Cormorán de Brandt	A
<i>Ptychoramphus aleuticus</i>	Alquita oscura	A, Ext

<i>Puffinus auricularis</i>	Pardela de las Islas Revillagigedo	Ext
<i>Puffinus opisthomelas</i>	Pardela mexicana	A
<i>Setophaga pitiayumi</i>	Chipe tropical	A
<i>Synthliboramphus hypoleucus</i>	Mérgulo de Xantus	A, Ext
<i>Troglodytes sissonii</i>	Saltapared de Isla Socorro	A
<i>Zenaida macroura</i>	Huilota común	A
Subespecies		
<i>Aimophila ruficeps sanctorum</i>	Zacatonero corola canela	A
<i>Haemorbous mexicanus mcgregori</i>	Pinzón mexicano	E
<i>Micrathene whitneyi graysoni</i>	Tecolote enano	E
<i>Pipilo erythrophthalmus socorroensis</i>	Pipilo de Socorro	E
<i>Athene cunicularia rostrata</i>	Tecolote de las Islas Revillagigedo	A
Clase Mammalia		
Especies		
<i>Neotoma bryanti</i>	Rata de Isla Cedros	A
<i>Oryzomys nelsoni</i>	Rata de las Islas Marías	E
<i>Peromyscus pseudocrinitus</i>	Ratón de Isla Coronados	A
Subespecies		
<i>Chaetodipus fallax anthonyi</i>	Ratón de Isla Cedros	E
<i>Chaetodipus rudinoris fornicatus</i>	Ratón de Isla Montserrat	E
<i>Chaetodipus spinatus pullus</i>	Ratón de Isla Coronados	A
<i>Dipodomys merriami insularis</i>	Rata canguro de Isla San José	Ep
<i>Neotoma bryanti anthonyi</i>	Rata de Isla Todos Santos	E
<i>Neotoma bryanti bryanti</i>	Rata de Isla Coronados	E
<i>Neotoma bryanti martinensis</i>	Rata de Isla San Martín	E
<i>Peromyscus eremicus cedrosensis</i>	Ratón nopalero de Isla Cedros	A
<i>Peromyscus guardia harbisoni</i>	Ratón de Isla Granito	E
<i>Peromyscus guardia guardia</i>	Ratón de Isla Estanque	E
<i>Peromyscus guardia mejiae</i>	Ratón de Isla Mejía	E
<i>Peromyscus interparietalis ryckmani</i>	Ratón de Isla Salsipuedes	A

<i>Peromyscus maniculatus cineritius</i>	Ratón de patas blancas	E
<i>Sylvilagus bachmani cerrosensis</i>	Conejo de Isla Cedros	A
Clase Reptilia		
Especies		
<i>Aspidoscelis costatus</i>	Lagartija de Isla Isabel	A
<i>Crotalus ruber</i>	Víbora de cascabel	A
<i>Elgaria cedrosensis</i>	Lagarto cocodrilo	A
<i>Phrynosoma cerroense</i>	Lagarto cocodrilo	A
<i>Sauromalus slevini</i>	Lagarto de Isla Coronados	A
<i>Sceloporus clarki</i>	Lagartija de Isla Isabel	A
<i>Urosaurus auriculatus</i>	Lagartija azul de Isla Socorro	A
Subespecies		
<i>Callisaurus draconoides carmenensis</i>	Lagartija de Isla Coronados	A
<i>Diadophis punctatus anthonyi</i>	Culebra de collar de Isla Todos Santos	A
<i>Plestiodon skiltonianus interparietalis</i>	Esquinco de Isla Todos Santos	A
<i>Lampropeltis zonata herrerae</i>	Falsa coralillo de Isla Todos Santos	A
<i>Masticophis flagellum fuliginosus</i>	Serpiente de Isla Coronados	A
<i>Phyllodactylus nocticolus coronatus</i>	Gecko de Isla Coronados	A
<i>Sceloporus occidentalis longipes</i>	Lagartija de Isla Todos Santos	A

#### PERCEPCIÓN SOCIAL DEL IMPACTO DE GATOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD

En general existe un desconocimiento de la población sobre el impacto que ejercen los gatos domésticos en el entorno natural (Hall *et al.*, 2016). En consecuencia, es muy notorio el rechazo de sus dueños al uso o implementación de estrategias que puedan disminuir su eficacia en la depredación (Loss y Marra, 2018). Algunas asociaciones protectoras de mascotas critican de manera negativa y, aparentemente sin fundamento científico, los resultados de estudios que documentan el impacto de los gatos, distorsionando párrafos de artículos y libros científicos a través de medios de comunicación masiva con el objetivo de desacreditar los esfuerzos científicos y tratar de influir en las políticas públicas

de conservación de la biodiversidad a nivel nacional y mundial (King, 2016; Loss y Marra, 2018).

Algunos países tienen una percepción más clara de la problemática que implica la depredación de fauna silvestre por gatos, por lo que establecen medidas y estrategias que permiten reducir su impacto en el medio natural. Estas diferencias se deben principalmente a la gran diversidad nativa y endémica que conservan (Schüttler *et al.*, 2018). Por ejemplo, un estudio comparativo demostró que personas encuestadas que habitan en regiones con alta biodiversidad endémica (Australia, Nueva Zelanda, China y Hawái) mostraban mayor preocupación por el impacto negativo de gatos en comparación con países como Reino Unido y Japón, que poseen menor diversidad de especies endémicas (Hall *et al.*, 2016). A pesar de ser un país megadiverso, en México no existen estudios que documenten la percepción que tienen los dueños de gatos sobre el uso de estrategias que permitan disminuir la depredación de fauna silvestre realizada por sus mascotas; no obstante, una investigación ya está siendo abordada por el Instituto de Investigaciones Forestales de la Universidad Veracruzana (Mella-Méndez y Flores-Peredo, 2018).

## PROPUESTAS DE MANEJO

### ESTRATEGIAS DE CONTROL

Es necesaria la planeación e implementación de estrategias legales, sanitarias y humanitarias para el manejo o control de los gatos. En esta sección se describen las propuestas de manejo que se han implementado a nivel mundial para el control de gatos, cuya finalidad ha sido reducir su impacto sobre la fauna silvestre. Posteriormente, se discute la pertinencia de su implementación en áreas urbanas de México y sus implicaciones.

I. CAPTURA-ESTERILIZACIÓN-LIBERACIÓN. También conocido como TNR por sus siglas en inglés (*Trap-Neuter-Return*), es uno de los métodos humanitarios más usados en el mundo para el control de gatos callejeros y ferales, y considera la esterilización de machos y hembras sin excepción. Su propósito es disminuir las posibilidades de reproducción, inmigración y repoblación, y puede controlar hasta en un 70 a 80% el incremento de las poblaciones de gatos, así como reducir su impacto sobre la fauna silvestre (McCarthy *et al.*,

2013). Su implementación permite también la detección y tratamiento temprano de enfermedades infecciosas y lesiones, la vacunación y desparasitación, y la identificación de individuos sociables aptos para la adopción (Levy *et al.*, 2003). Entre sus ventajas destacan la reducción de: A) las posibilidades de contraer cáncer de mama y testicular, B) problemas de salud o complicaciones durante la gestación, C) el comportamiento de apareamiento y D) el tamaño de las colonias, así como la identificación plena de los animales castrados (muesca en la oreja), fundamental para prevenir la recaptura, reanestesia y reoperación, y la generación de mejores vecindades entre animales y residentes locales (McCarthy *et al.*, 2013).

2. CAPTURA-VASECTOMÍA-HISTERECTOMÍA-LIBERACIÓN. También conocido como TVHR por sus siglas en inglés (*Trap-Vasectomy-Hysterectomy-Release*), es un método poco sugerido pero efectivo para reducir las poblaciones de gatos callejeros y ferales sin afectar drásticamente sus niveles hormonales, manteniendo así sus comportamientos sociales normales (Pineda y Dooley, 1984). La vasectomía consiste en la sección y ligadura de los conductos deferentes, provocando que en poco tiempo el semen eyaculado por los machos no contenga espermatozoides. Este proceso no altera el deseo sexual o estatus social de un gato macho, por lo que mantiene su jerarquía durante la reproducción, lo cual propicia que los machos sigan compitiendo y copulando con las hembras, pero de manera improductiva (Wildt, 1981). Por otro lado, la histerec-tomía consiste en la extirpación del útero, trompas de falopio u ovarios en las hembras. Después de un TVHR, las hembras operadas pueden continuar atrayendo machos y competir con hembras sexualmente intactas para el cortejo (Pineda y Dooley, 1984).

3. COLLAR DE CASCABELES. Consiste en la colocación de un cascabel o campana en el cuello del gato (Figura 1A) que alerta con el sonido a sus potenciales presas, lo que incrementa su oportunidad de escape. El sonido del cascabel se encuentra en un rango audible principalmente para especies de mamíferos (Ruxton *et al.*, 2002). No obstante, algunos estudios en campo no mostraron un efecto en la disminución de las presas capturadas (Paton, 1991), en especial de anfibios y aves, ya que estos no presentan una audición tan desarrollada (Stebbins y Cohen, 1995; Woods *et al.*, 2003). Incluso, se ha observado que algunos gatos con cascabel pueden aprender a desplazarse de tal forma que no emiten sonido y a desarrollar diferentes estrategias de cacería (Nelson *et al.*,

2005). Cabe resaltar que este método ha sido altamente cuestionado por grupos animalistas, los cuales señalan que el ruido generado por el cascabel genera estrés en los gatos, además de que el collar que lo sujeta puede ocasionar su muerte por ahorcamiento (Farnworth *et al.*, 2010). En este sentido, Lord *et al.* (2010), mostraron en un estudio que de 478 gatos que usaban collares, sólo 18 (3.3%) sufrieron algún percance derivado del uso del collar (enganchamiento con ramas y objetos) durante seis meses, sin causar alguna muerte o lesión.

4. CATBIB®. Este dispositivo con forma de babero está elaborado con neopreno en varios colores (Figura 1B). Su tamaño y forma actúan como barrera entre las patas del gato y la presa, sin afectar su alimentación, juego y aseo, además de que los colores brillantes sirven como una alerta visual de advertencia para algunas presas (Cat Goods Inc., 2000; Calver *et al.*, 2007). Un experimento demostró que el 81% de los gatos que usaban CatBib®, con o sin campana, dejaron de atrapar aves, y el 45% dejó de atrapar mamíferos (Calver *et al.*, 2007). A pesar de su gran utilidad, su aspecto extraño y gran tamaño causan que no sea muy popular y que muchos dueños de gatos lo rechacen.

5. BIRDSBESAFE®. Este dispositivo es un collar de tela de dos pulgadas de ancho y con forma de embudo que se ajusta fácilmente a un collar convencional (Figura 1C). Presenta una serie o patrón de colores brillantes y llamativos destinados a servir como señal visual de advertencia principalmente para aves, reduciendo hasta en un 50% el número de presas llevadas a casa por estos animales (Gordon *et al.*, 2010). De los diferentes patrones de colores disponibles, el de color arcoíris es más efectivo que la combinación rojo-amarillo, ya que reduce de manera significativa la captura de otros grupos de presas, como anfibios y reptiles, mas es poco efectivo para mamíferos pequeños o invertebrados que no consideran la visión como estrategia antidepredación (Hall *et al.*, 2015).

6. CATALERT®. Es un dispositivo electrónico colocado en el cuello del gato que emite un sonido audible cada siete segundos similar al canto de alarma de un ave (Figura 1D). Se ha comprobado que puede reducir la depredación de aves en un 35 a 50%, pero es ineficaz para alertar a mamíferos, anfibios y reptiles (Clark y Burton, 1998; Clark, 1999). En Reino Unido se realizó un estudio que mostró una mayor efectividad en la reducción de aves capturadas por gatos que usaban CatAlert® en comparación con los gatos que usaban cascabeles

(Nelson *et al.*, 2005). Aunque el primer modelo tenía la desventaja de contar con un interruptor de apagado/encendido, el modelo actual se enciende y apaga automáticamente cuando el gato entra o sale de su casa y es más aerodinámico, con lo que reduce la posibilidad de que pierda el collar (Nelson *et al.*, 2005).

7. LIBERATOR®. Es un dispositivo en forma de collar que funciona mediante la emisión de sonido y luz (Figura 1E). El sonido se emite cuando el dispositivo detecta que el gato está a punto de atacar (mediante saltos) y la luz proporciona una advertencia adicional en los ataques durante la noche. Es eficaz principalmente para la protección de aves y no afecta las actividades normales del gato (Gillies y Cutler, 2001). Un estudio realizado en Australia documentó que el uso de Liberator® no mostró diferencias en la cantidad de gatos que presentaron una conducta depredatoria, pero sí hubo una reducción en la cantidad de presas capturadas, ya que los gatos que usaron Liberator® capturaron el 38% de aves, el 40% de herpetofauna y el 30% de mamíferos que fueron capturados durante el estudio. Sin embargo, se ha demostrado que este artefacto puede presentar múltiples fallas técnicas y de calidad, por lo que no se considera una estrategia totalmente fiable (Calver y Thomas, 2011).

8. CATWATCH®. Es un dispositivo que, enterrado en el suelo, detecta el movimiento y calor del gato en un ángulo de 100° y una lejanía de hasta 12 metros (Figura 1F). Fue creado con la finalidad de disuadir a los gatos de ir a los jardines y evitar que atrapen principalmente aves. Cuando el artefacto detecta al gato, se activa una alarma ultrasónica que opera a una frecuencia de 21 a 23 kHz y un volumen de 96 dB (decibeles) a un metro de distancia, disminuyendo a 56 dB a los siete metros y a 44 dB a los 13 metros. En Reino Unido se demostró que este dispositivo tiene un efecto disuasivo moderado, al reducir hasta en un 32% la posibilidad de intrusión de un gato en un jardín, y en un 22 a 38% la duración de las intrusiones, teniendo especial cuidado en la elección de los puntos de ingreso para aumentar su efectividad (Nelson *et al.*, 2006).

9. AMBIENTE ENRIQUECIDO. Un ambiente enriquecido para los gatos domésticos puede ser eficiente para disminuir su hiperactividad de acecho y cacería, lo cual permite evitar problemas físicos y fisiológicos (Figura 1G). Para ello se debe considerar: A) un espacio adecuado libre de ruido que mantenga al gato libre de miedo o angustia y que le proporcione descanso con una almohada o

cama (Overall *et al.*, 2005), además de un sitio de percha, desde donde gobiernan visualmente su territorio, de uno a tres metros de altura (Bernstein y Strack, 1996), b) cajas de arena (no coloridas) para la deposición de sus desechos ubicadas lejos de los alimentos y el agua (Neilson, 2004), c) un sistema social adecuado donde se consideren otros animales con los que convive (Bradshaw y Hall, 1999) y d) un ambiente interior con espacios para afilar sus uñas y realizar su marcaje territorial (Haupt, 2005). Al respecto, la convivencia social y el fomento al juego son elementales porque reducen el aburrimiento y estrés del animal (Herron y Buffington, 2010); para ello se pueden usar presas de estambre o un puntero láser que reduzcan su hiperactividad mediante el juego (Turner, 2000). Por otro lado, los gatos tienen más probabilidades de sufrir de obesidad y patologías inducidas por el estrés cuando se les proporciona un enriquecimiento insuficiente (Alho *et al.*, 2016). Esta estrategia es de las menos exploradas (Crowley *et al.*, 2019), pero puede resultar de gran utilidad para reducir o mitigar su conducta depredadora.

10. ALIMENTACIÓN. Existe controversia respecto al efecto que pueda tener una buena alimentación sobre la conducta depredadora de los gatos. Algunos estudios muestran menor probabilidad de que los gatos bien alimentados puedan depredar vertebrados silvestres en comparación con los gatos mal alimentados (Silva-Rodríguez y Sieving, 2011). Sin embargo, se sabe que el hambre y el instinto por cazar están regulados por diferentes controles neurológicos (Spotte, 2014), por lo que algunos estudios concluyen que el suministro suficiente de alimentos no disminuye el impacto de depredación por gatos (Barratt, 1997; Brickner-Braun *et al.*, 2007). Es importante considerar que los gatos de ambientes urbanos obtienen el suministro de alimento por humanos de manera directa o indirecta, lo que favorece también el incremento de sus poblaciones y limita la capacidad de carga de los ambientes que habitan (Kays y DeWan, 2004). En consecuencia, a pesar de que la provisión de alimentos puede reducir las tasas individuales de depredación, el impacto de esta interacción sigue siendo significativo (Baker *et al.*, 2005).

11. OSCILLOT®. Es un dispositivo giratorio colocado en los márgenes de los muros, cercas y paredes que evita la salida de gatos debido a que sus garras se deslizan a través de su superficie (Figura 1H). Este sistema no tiene cables ni corriente eléctrica, por lo que se considera completamente seguro para los gatos, fauna silvestre y humanos. Oscillot® está conformado por dos estructuras:

A) una paleta hecha de aluminio de alta calidad y recubierta con pintura, y B) postes elaborados a base de acetal, un plástico muy resistente capaz de soportar condiciones climáticas extremas (Oscillot HQ, 2018). Aunque su diseño evita que los gatos domésticos puedan salir de su hogar o jardín, su efectividad aún no ha sido evaluada mediante estudios experimentales que demuestren el beneficio que puede brindar para disminuir la captura de animales silvestres.

12. **RESTRICCIÓN ESPACIO-TEMPORAL.** La restricción del gato dentro de su hogar está enfocada en evitar que éste pueda tener contacto, dentro de lo posible, con la fauna silvestre al exterior. Se sabe que cuanto más tiempo pase un gato afuera, es más probable que cace (Robertson, 1998), por lo que el confinamiento del gato debería reducir su impacto en la vida silvestre. Esta estrategia ha sido implementada principalmente por algunos consejos locales en Australia y ha tenido un éxito razonable, reduciendo el número de presas capturadas (Pergl, 1994). La reclusión de los gatos también puede ser establecida en determinadas horas, lo que se conoce como “toques de queda”. Por lo regular, se fija en horarios nocturnos y crepusculares, cuando los gatos pueden ser más activos (Kauhala *et al.*, 2006; Spotte, 2014); esto reduce el impacto hacia especies nativas nocturnas, como los pequeños mamíferos (Fitzgerald y Turner, 2000; Woods *et al.*, 2003). Sin embargo, en algunos sitios los toques de queda nocturnos no son apropiados cuando las especies nocturnas son exóticas y las nativas son diurnas (ej. aves; Gordon *et al.*, 2010), por lo que el horario de la implementación de los toques de queda debe depender de las especies regionales presentes. Además de beneficiar a la fauna silvestre, la restricción espacio-temporal es atractiva desde el punto de vista del bienestar de los gatos, puesto que los riesgos que enfrentan aquellos individuos que se desplazan libremente incluyen lesiones o muerte por peleas, envenenamientos, robo, atropellamientos, o simplemente extravío (Rochlitz, 2003a; 2003b; Grayson y Calver, 2004). El confinamiento también resuelve las molestias ocasionadas a los vecinos, como el marcaje territorial, los maullidos, las peleas y la defecación (Grayson y Calver, 2004; Denny y Dickman, 2010).

13. **USO DE VALLAS.** El uso de vallas de exclusión y cercas ha sido una estrategia implementada principalmente con el fin de proteger áreas de alto valor ecológico o para crear “islas” que albergan fauna nativa (Figura 11). Estas construcciones han probado ser una herramienta valiosa para la reintroducción de especies amenazadas en áreas donde han sido eliminadas por procesos negativos,

incluidos los impactos depredadores y competitivos de animales salvajes y exóticos (Moseby y O'Donnell, 2003). Estudios experimentales con gatos y zorros han mostrado que el mejor diseño consiste en vallas con una altura mínima de 1.8 metros, con aleros (salientes o voladizos que rematan el borde superior) de 60 centímetros en la parte alta que eviten que los animales escalen (Long y Robley, 2004). Además, de manera complementaria se pueden instalar cables eléctricos en la parte alta o baja, para prevenir que rasquen y desanimarlos de intentar cruzar (Moseby y Read, 2006).

14. ONICECTOMÍA. Es un proceso quirúrgico, también llamado “desungulación” (Patronek, 2001), por el cual las falanges distales y las garras de los gatos son extirpadas (Figura 1J). Aunque anteriormente fue utilizada con distintos propósitos (entre ellos, el evitar la captura de animales), es considerada por muchos como una técnica innecesaria y altamente invasiva (Bennet *et al.*, 1988). Como resultado de esta eliminación de garras, es posible que los gatos presenten cambios en su comportamiento debido al dolor a corto plazo y se puede limitar su calidad de vida por la pérdida de equilibrio y la incapacidad para escapar o defenderse contra los depredadores y conespecíficos, así como para marcar su territorio, entre otros (Wilson y Pascoe, 2016).

15. TÉCNICAS DE CONDICIONAMIENTO OPERANTE. La conducta de depredación es innata en los gatos (Turner y Bateson, 2000; Spotte, 2014), por lo que es muy difícil eliminarla. De hecho, la mayoría de las estrategias aquí descritas están enfocadas en dispositivos colocados sobre los gatos que presentan señales visuales y auditivas, las cuales funcionan como advertencia hacia sus presas, así como en dispositivos que limitan su espacio y restringen el acceso de los gatos a estos organismos. La única manera de suprimir esta conducta natural puede ser mediante el uso del contracondicionamiento, técnica que consiste en asociar el acto predatorio a un estímulo o sensación desagradable (condicionamiento operante con refuerzo negativo; Mentzel, 2016). Sin embargo, esta tarea quizá resulte difícil y con pobres resultados si no se lleva a cabo dentro de alguna terapia integral de conducta y condicionamiento (Mentzel, 2016).

16. TÉCNICAS LETALES. Se describen como aquellas que inducen intencionalmente la muerte del individuo (Figura 1K). Están indicadas principalmente para aquellos animales con una enfermedad agónica, incurable o de difícil recuperación (Fakkema, 2010), por lo que su uso para el control y disminución

del impacto de gatos ferales y callejeros ha sido muy debatido (Robertson, 2008). Entre las principales vías de administración y fármacos utilizados se encuentran el pentobarbital sódico y el tiopentato de sodio (vía intravenosa, intracardiaca o intraperitoneal), que causan inconsciencia y paro cardíaco en 30 segundos. Por vía inhalada suelen utilizarse isofluorano, sevofluorano, monóxido de carbono, cloroformo, óxido de nitroso y cianuro, los cuales generan inconsciencia y paro cardiorespiratorio (Rodríguez *et al.*, 2006). También se puede efectuar una dislocación cervical o un disparo de bala hacia la espina dorsal, usar una pistola de perno (Carding y Fox, 1978; Rowan, 1985), así como trampas de doble muelle (Luna-Mendoza *et al.*, 2011). Estas técnicas han sido empleadas con mucha frecuencia en islas oceánicas donde los impactos negativos de gatos han generado la desaparición de varias especies nativamente vulnerables (Ortiz-Alcaraz *et al.*, 2017).

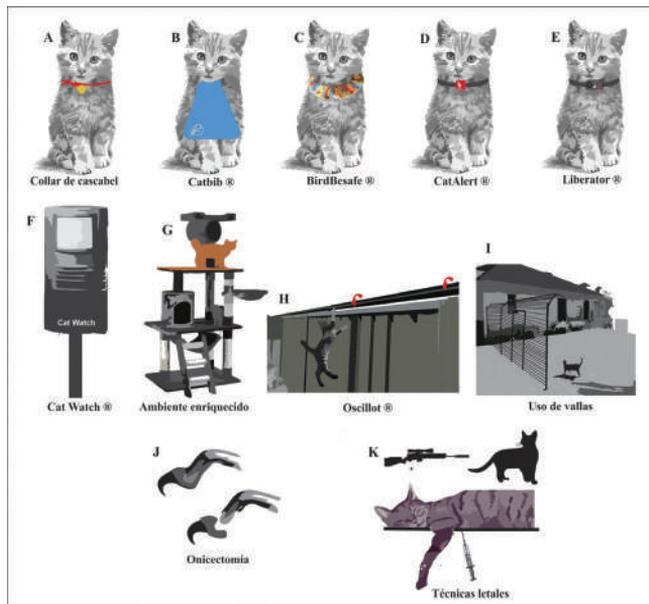


FIGURA I

Estrategias implementadas para la reducción del impacto de gatos sobre la fauna silvestre. Se omitieron las descripciones gráficas del TNR, TVHR, alimentación, condicionamiento operante y restricción espacio-temporal debido a su fácil entendimiento

## DISCUSIÓN

El objetivo de este capítulo de revisión fue describir y comparar las diferentes estrategias para evitar la depredación por gatos que se han implementado alrededor del mundo, con el fin de que sean consideradas en México. En este sentido, debe destacarse que la viabilidad de su implementación depende en gran medida del contexto ambiental, político y social regional, por lo que no consideramos que todas puedan ser recomendadas o aplicables en México.

Por ejemplo, el uso de técnicas letales como el sacrificio mediante rifles sanitarios, trampas y eutanasia ha sido una estrategia implementada en países como Australia, donde los gatos, principalmente los ferales, han ejercido un impacto severo en las poblaciones nativas de reptiles, mamíferos, aves y, de forma indirecta, en las especies vegetales con las cuales interactúan (Doherty *et al.*, 2017). Sin embargo, en las áreas urbanas de México esta estrategia es inviable para los gatos domésticos o callejeros por diversos motivos: primero, porque va en contra de la normatividad legal referente a los derechos animales que existen en la mayoría de los gobiernos locales y estatales (Medina-González, 2015), y segundo, porque muchos de los gatos pueden tener dueño o ser rehabilitados por medio de los centros de salud animal para ser luego puestos en adopción. Además, existe una presión social y ética muy fuerte enfocada en los derechos animales, sobre todo por parte de los grupos colectivos y asociaciones civiles dedicadas al rescate de gatos en situación de calle (Camacho, 2014; Lira, 2015). Aunque con anterioridad se han utilizado técnicas letales para la erradicación de gatos en islas oceánicas mexicanas, se ha tratado de gatos ferales sin dueño que han extinguido y afectado principalmente a diversas especies nativas (Ortiz-Alcaraz *et al.*, 2017). En estos casos, se siguió la norma mexicana NOM-033-ZOO-1995 (actualmente NOM-033-SAG/ZOO-2014), la cual hace referencia a los mecanismos humanitarios de eutanasia de los animales domésticos y silvestres (Rodríguez *et al.*, 2006).

Consideramos que las estrategias que generan dolor o mutilación en los gatos, como la onicectomía, no son aptas para ser implementadas en México por razones similares a las antes descritas. Incluso, se han prohibido en países como Australia, Nueva Zelanda, Brasil y en diversas ciudades europeas (Bennet *et al.*, 1988), pues ocasionan dolor, cojera, hemorragias, disminución del apetito, cambios de personalidad, infección, letargo, patas inflamadas y aumento en la posibilidad de morder o presentar conductas agresivas (Yeon *et al.*, 2001).

Las técnicas de esterilización como el TNR y TVHR han sido utilizadas de manera exclusiva como alternativa para reducir el número de gatos callejeros y ferales; sin embargo, no limitan el instinto y eficacia en la cacería. En los gatos domésticos, la esterilización de machos principalmente puede disminuir su rango de desplazamiento (Turner y Mertens, 1986), lo cual evita en cierta medida el contacto del gato con la fauna silvestre circundante y, en consecuencia, reduce el número de presas capturadas. No obstante, algunos estudios han mostrado que, a pesar de la esterilización, la tasa de depredación no parece ser afectada, e incluso puede aumentar (Flux, 2007; Spotte, 2014).

El uso de dispositivos sonoros no está bien aceptado por la mayoría de los dueños de gatos en varias partes del mundo, ya que son percibidos como agentes estresantes por el agudo oído de estos animales (Harrod *et al.*, 2016) y algunos estudios locales en México sugieren un panorama similar (Mella-Méndez, 2019). Por lo anterior, dispositivos como CatAlert®, Liberator® y CatWatch®, que funcionan mediante la emisión de sonidos de alta frecuencia, podrían tener también una mala recepción por parte de los dueños de gatos, así que sería importante conocer su percepción en diferentes contextos y regiones. Por otro lado, aunque el uso de Oscillor® y BirdsBesafe® podría mostrar una buena eficacia antidepredadora y aceptación entre los dueños de gatos, no se distribuyen hoy en día de manera comercial en México. Es destacable comentar que el diseño simple de ambos dispositivos permite que puedan elaborarse con materiales locales y contar con una eficacia similar a la de un producto comercial. En este sentido, resultaría interesante explorar en un futuro la posibilidad de crear una guía o protocolo para su elaboración artesanal o casera.

Consideramos que la reclusión espacio-temporal (confinamiento) del gato dentro del hogar es una de las estrategias más eficaces y fáciles de implementar, ya que no requiere de algún dispositivo para ser aplicado y puede evitar la depredación de fauna silvestre hasta en un 100% (Paton, 1993; Seebeck *et al.*, 1993; Thomas *et al.*, 2012). Sin embargo, en México su establecimiento puede resultar difícil, como ha sucedido en otros países, por la escasa cultura de tenencia responsable de mascotas, la falta de información sobre el efecto negativo de los gatos sobre la biodiversidad y el supuesto estrés al que los gatos se someten al estar confinados todo el tiempo (Rochlitz, 2005; Calver *et al.*, 2011). Si bien es cierto que la falta de elementos recreativos y de ejercicio dentro del hogar que favorecen un ambiente enriquecido y la existencia de un mal redireccionamiento conductual pueden causar estrés en los gatos, actualmente existen protocolos y guías para un adecuado manejo de la conducta de estos animales

confinados dentro del hogar (Ellis *et al.*, 2013). Es importante mencionar que esta estrategia quizá sea más aceptada por los dueños cuando se les muestran los beneficios potenciales para el bienestar de su mascota (*e.g.* evitar el atropellamiento, envenenamiento y el ataque de perros), que al hablarles sobre los beneficios a la conservación de la fauna silvestre (McDonald *et al.*, 2015).

La preferencia por el uso de determinada estrategia que disminuya la depredación por gatos puede verse influenciada por el tipo de ambiente en el que se encuentre el gato y por las especies que capture o cace. Por ejemplo, es probable que exista una preferencia por el uso de dispositivos visuales como BirdsBesafe,<sup>®</sup> que permite disuadir especies de aves y reptiles por ser organismos con gran capacidad visual, pero no a roedores como ratas y ratones domésticos (Hall *et al.*, 2015). Esto podría ser de gran utilidad en los hogares de ambientes urbanos donde los gatos son utilizados por los humanos como controladores de estas poblaciones plaga, así como en ambientes rurales y periurbanos donde existen graneros y silos que son muy susceptibles a la presencia de roedores plaga (Mahlaba *et al.*, 2017).

El éxito y eficacia de las estrategias aquí propuestas puede ser difícil de implementar en los gatos en México, no por cuestiones económicas o logísticas, sino por las actitudes y opiniones de los dueños de estos animales y por vacíos legales. Existe una falta de información en la sociedad en general acerca del impacto que los gatos ejercen sobre el entorno natural, lo cual genera que no consideren el efecto de sus mascotas sobre las poblaciones silvestres y que haya negatividad sobre el uso de dispositivos y/o estrategias antidepredadoras (McDonald *et al.*, 2015; Walker *et al.*, 2017). De igual forma, la escasa actualización en la normatividad legal y los vicios en la aplicación de las leyes limitan también el alcance y logros en este tema. Por lo tanto, antes de recomendar una estrategia eficaz para el control de gatos en México, se aconseja de manera primaria establecer proyectos de investigación continua, cuyo objetivo sea conocer cuáles especies silvestres están siendo afectadas en territorio nacional por gatos en áreas urbanas, naturales y en reservas protegidas. En conjunto, se recomienda realizar programas de divulgación y educación ambiental que tengan como objetivo concientizar a la población y cambiar su percepción sobre el daño ecológico de estos animales hacia la biodiversidad. De este modo, considerando el panorama anterior, las propuestas puntuales que exhortamos a seguir son las siguientes:

1. *Realizar estudios sobre la densidad y abundancia de gatos en ambientes naturales y urbanos de México.* En el país existe información limitada y regularmente se manejan cifras obtenidas mediante estimaciones poco precisas y fiables, por lo que esto conformaría un parámetro relevante para recomendar estrategias integrales de manejo y control en áreas con mayor presencia de gatos.

2. *Incrementar las investigaciones sobre el impacto directo (depredación) e indirecto (competencia espacio-temporal, enfermedades transmitidas y alteración de conductas) de los gatos sobre su entorno natural.* En México son escasos los trabajos realizados sobre esta temática, así que esta información respaldará las campañas y estrategias de concientización y legislación ambiental en torno a la tenencia responsable de gatos.

3. *Diseñar y ejecutar programas de concientización y divulgación sobre el impacto de los gatos, además de estrategias para eliminarlo o reducirlo.* Es importante mencionar que, además de mostrar el beneficio que da la tenencia responsable de gatos a la fauna silvestre, la información en estas campañas también debe enfatizar en las ventajas para las propias mascotas, puesto que al limitar su actividad al aire libre, se disminuye también el riesgo de que sufran algún percance (e.g. atropellamiento, envenenamiento, extravío o contagio de enfermedades) y aumenta su esperanza y calidad de vida, todo lo cual puede permitir una mayor aceptación por parte de sus dueños.

4. *Pugnar por una adecuada y eficiente normatividad para el manejo de gatos callejeros.* Esto permitirá sentar las bases para reducir en gran medida el efecto y abundancia de los gatos callejeros y, en consecuencia, disminuir también la probabilidad de que más animales se vuelvan ferales.

5. *Implementar y concebir la reclusión espacio-temporal como la estrategia más viable.* Esta reclusión puede establecerse en función de la fauna local (nativa o exótica) y de sus patrones de actividad. Por ejemplo, los toques de queda nocturnos pueden ser más adecuados si la fauna nocturna es nativa y la diurna es exótica, pero en los casos donde la fauna exótica es nocturna (ratas y ratones) y las especies diurnas son en su mayoría nativas (aves, reptiles), es mejor implementar toques de queda diurnos.

## LITERATURA CITADA

- ALHO, A.M., J. Pontes y C. Pomba. 2016. Guardians' Knowledge and Husbandry Practices of Feline Environmental Enrichment. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, volumen 19, número 2, 1-11 pp.
- ÁLVAREZ-ROMERO, J.G., R.A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Instituto de Ecología-Universidad Nacional Autónoma de México/Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México, 366 pp.
- ÁLVAREZ-ROMERO, J. y R.A. Medellín. 2005. *Felis silvestris*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Bases de datos del Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto 0020. Instituto de Ecología-Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- BAKER, P.J., A.J. Bentley, R.J. Ansell y S. Harris. 2005. Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review*, volumen 35, 302-312 pp.
- BARRATT, D.G. 1997. Predation by House Cats, *Felis catus* (L.), in Canberra, Australia. I. Prey composition and preference. *Wildlife Research*, volumen 24, número 3, 263-277 pp.
- \_\_\_\_\_. 1998. Predation by House Cats *Felis catus* (L.), in Canberra, Australia. II. Factors affecting the amount of prey caught and estimates of the impact on wildlife. *Wildlife Research*, volumen 25, número 5, 475-487 pp.
- BENNETT, M., K.A. Houpt y H.N. Erb. 1988. Effects of Declawing on Feline Behavior. *Companion Animal Practice*, volumen 2, número 12, 7-12 pp.
- BERLANGA, H. et al. 2015. *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México, p. 17.
- BERNSTEIN, P.L. y M. Strack. 1996. A Game of Cat and House: Spatial Patterns and Behavior of 14 Domestic Cats (*Felis catus*) in the Home. *Anthrozoös*, volumen 9, número 1, 25-39 pp.
- BLANCHER, P. 2013. Estimated Number of Birds Killed by House Cats (*Felis catus*) in Canada. *Avian Conservation and Ecology*, volumen 8, número 2.

- BRADSHAW, J.W.S. y S.L. Hall. 1999. Affiliative behaviour of related and unrelated pairs of cats in catteries: a preliminary report. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 63, número 3, 251-255 pp.
- BRICKNER-BRAUN, I., E. Geffen y Y. Yom-Tov. 2007. The Domestic Cat as a Predator of Israeli Wildlife. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, volumen 53, número 2, 129-142 pp.
- CALVER, M.C. y S.R. Thomas. 2011. Effectiveness of the Liberator™ in reducing predation on wildlife by domestic cats. *Pacific Conservation Biology*, volumen 16, número 4, 244-250 pp.
- CALVER, M.C., J. Grayson, M. Lilith y C.R. Dickman. 2011. Applying the precautionary principle to the issue of impacts by pet cats on urban wildlife. *Biological Conservation*, volumen 144, número 6, 1895-1901 pp.
- CALVER, M.C., S. Thomas, S. Bradley y H. McCutcheon. 2007. Reducing the rate of predation on wildlife by pet cats: The efficacy and practicability of collar-mounted pounce protectors. *Biological Conservation*, volumen 137, número 3, 341-348 pp.
- CAMACHO, E. 2014. Leyes de protección animal en México. *SinEmbargo.mx*. Recuperado el 21 de agosto del 2018 desde: <http://www.sinembargo.mx/25-10-2014/1150376>
- CARABALLO, S.G. 2003. *Gatos felices, dueños felices: cómo entender y solucionar los problemas de conducta felinos*. Ateles. Madrid, España, 176 pp.
- CARDING, T. y M.W. Fox. 1978. *Euthanasia of Dogs and Cats: An Analysis of Experience and Current Knowledge With Recommendation for Research*. ISAP Special Reports 1. Recuperado el 24 de agosto del 2018 desde: [http://animalstudiesrepository.org/isap\\_sprpts/1](http://animalstudiesrepository.org/isap_sprpts/1)
- Cat Goods, Inc. 2000. CatBib. Recuperado el 21 de agosto del 2018 desde: <https://catgoods.com>
- CLARK, N.A. 1999. *Progress report on the effectiveness of the Mark II CatAlert™ Collar at reducing predation rates by domestic cats*. BTO Research Report número 235. British Trust for Ornithology.
- CLARK, N.A. y N.H.K. Burton. 1998. *A pilot field trial into the effectiveness of the CatAlert™ collar at reducing predation by domestic cats*. BTO Research Report número 213. British Trust for Ornithology.
- CRÉMIEUX, J., C. Veraart y M.C. Wanet-Defalque. 1986. Effect of deprivation of vision and vibrissae on goal-directed locomotion in cats. *Experimental Brain Research*, volumen 65, 229-234 pp.

- CROWELL-DAVIS, S.L., T.M. Curtis y R.J. Knowles. 2004. Social organization in the cat: A modern understanding. *Journal of Feline Medicine and Surgery*, volumen 6, número 1, 19-28 pp.
- CROWLEY, S.L., M. Cecchetti y R.A. McDonald. 2019. Hunting behaviour in domestic cats: An exploratory study of risk and responsibility among cat owners. *People and Nature*, volumen 1, número 1, 18-30 pp.
- DENNY, E.A. y C.R. Dickman. 2010. *Review of cat ecology and management strategies in Australia*. Invasive Animals Cooperative Research Centre/Institute of Wildlife Research/School of Biological Sciences-The University of Sydney Press. Canberra, Australia, 77 pp.
- DICKMAN, C.R. 1996. *Overview of the impacts of feral cats on Australian native fauna*. University of Sydney/Australian Nature Conservation Agency. Sydney, Australia, 92 pp.
- DOHERTY, T.S., A.S. Glen, D.G. Nimmo, E.G. Ritchie y C.R. Dickman. 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, volumen 113, número 40, 11261-11265 pp.
- DOHERTY, T.S., C.R. Dickman, C.N. John, S.M. Legge, E.G. Ritchie y J.C.Z. Woinarski. 2017. Impacts and management of feral cats *Felis catus* in Australia. *Mammal review*, volumen 47, número 2, 83-97 pp.
- DOHERTY, T.S. *et al.* 2015. A continental-scale analysis of feral cat diet in Australia. *Journal of Biogeography*, volumen 42, número 5, 964-975 pp.
- DRISCOLL, C.A., M. Menotti-Raymond, A.L. Roca, K. Hupe, W.E. Johnson, E. Geffen, E.H. Harley, M. Delibes, D. Pontier, A.C. Kitchener y N. Yamaguchi, S.J. O'Brien y D.W. Macdonald. 2007. The Near Eastern Origin of Cat Domestication. *Science*, volumen 317, número 5837, 519-523 pp.
- FAKKEMA, D. 2010. *Operational guide for animal care and control agencies: euthanasia by injection*. American Humane Association. Denver, EE.UU., 30 pp.
- FARNWORTH, M.J., J. Campbell y N.J. Adams. 2010. Public awareness in New Zealand of animal welfare legislation relating to cats. *New Zealand Veterinary Journal*, volumen 58, número 4, 213-217 pp.
- FITZGERALD, B.M. y D.C. Turner. 2000. Hunting behaviour of domestic cats and their impact on prey populations. 151-175 pp. En Turner, D.C. y P. Bateson (editores), *The Domestic Cat: The Biology of its Behaviour*. Segunda edición. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.

- FLORES-PEREDO, R., I. Mella-Méndez e I. Martínez-Castillo. 2015. De gatos, perros y otras historias desconocidas. 137-143 pp. En Martínez-Morales, M. y J.M. Velasco-Toro (coordinadores), *Viaje por la Ciencia*. Secretaría de Educación de Veracruz/Consejo Veracruzano de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico/Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Xalapa de Enríquez, México.
- FLUX, J.E.C. 2007. Seventeen years of predation by one suburban cat in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, volumen 34, número 4, 289-296 pp.
- GALLO-REYNOSO, J.P. y C.L. Ortiz. 2010. Feral cats steal milk from northern Elephant Seals. *Therya*, volumen 1, número 3, 207-212 pp.
- GILLIES, C. y A. Cutler. 2001. A trial of the Liberator®, leap activated, audio visual alarm collar for cats for wildlife protection in Wellington, New Zealand. Reporte para la Royal Forest & Bird Protection Society. Wellington, Nueva Zelanda, 30 pp.
- GOMPPER, M.E. 2013. The dog-human-wildlife interface: assessing the scope of the problem. 9-54 pp. En Gompper, M.E. (editor), *Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation*. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- GORDON, J.K., C.D. Matthaei y Y. van Heezik. 2010. Belled collars reduce catch of domestic cats in New Zealand by half. *Wildlife Research*, volumen 37, número 5, 372-378 pp.
- GRAMZA, A., T. Teel, S. VandeWoude y K. Crooks. 2016. Understanding public perceptions of risk regarding outdoor pet cats to inform conservation action. *Conservation Biology*, volumen 30, número 2, 276-286 pp.
- GRAYSON, J. y M.C. Calver. 2004. Regulation of domestic cat ownership to protect urban wildlife: a justification based on the precautionary principle. 169-178 pp. En Lunney, D. y S. Burgin (editores), *Urban Wildlife: More Than Meets the Eye*. Royal Society of New South Wales. Sydney, Australia.
- HALL, C.M., J.B. Fontaine, K.A. Bryant y M.C. Calver. 2015. Assessing the effectiveness of the Birdsbesafe® anti-predation collar cover in reducing predation on wildlife by pet cats in Western Australia. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 173, 40-51 pp.
- HALL, C.M. *et al.* 2016. Community Attitudes and Practices of Urban Residents Regarding Predation by Pet Cats on Wildlife: An International Comparison. *Plos One*, volumen 11, número 4, p. e0151962.
- HARROD, M., A.J. Keown y M.J. Farnworth. 2016. Use and perception of collars for companion cats in New Zealand. *New Zealand Veterinary Journal*, volumen 64, número 2, 121-124 pp.

- HERNÁNDEZ, S.M., K.A.T. Loyd, A.N. Newton, B.L. Carswell y K.J. Abernathy. 2018. The use of point-of-view cameras (Kittycams) to quantify predation by colony cats (*Felis catus*) on wildlife. *Wildlife Research*, volumen 45, número 4, 357-365 pp.
- HERNÁNDEZ-MONTOYA, J.C., L. Luna-Mendoza, A. Aguirre-Muñoz, F. Méndez-Sánchez, M. Félix-Lizárraga y J.M. Barredo-Barberena. 2014. Laysan Albatross on Guadalupe Island, México: Current Status and Conservation Actions. *Monographs of the Western North American Naturalist*, volumen 7, número 1, 543-554 pp.
- HERRON, M.E. y C.A.T. Buffington. 2010. Environmental Enrichment for Indoor Cats. *Compendium: Continuing Education for Veterinarians*, volumen 32, p. E1-E5.
- HOUP, K.A. 2005. Communication. 21-30 pp. En Houpt, K.A. (editora), *Domestic Animal Behavior for Veterinarians and Animal Scientists*. Cuarta edición. Blackwell. Nueva Jersey, EE.UU.
- Invasive Species Specialist Group (ISSG). 2010. *Global Invasive Species Database, IUCN*. Recuperado el 21 de agosto del 2018 desde: <http://www.issg.org/database/species2>
- JARVIS, J.R. y C.M. Wathes. 2012. Mechanistic modeling of vertebrate spatial contrast sensitivity and acuity at low luminance. *Visual Neuroscience*, volumen 29, número 3, 169-181 pp.
- KAYS, R.W. y A.A. DeWan. 2004. Ecological impact of inside/outside house cats around a suburban nature preserve. *Animal Conservation*, volumen 7, número 3, 273-283 pp.
- KING, B.J. 2016. Stakes Grow Higher In The Cat-Bird Wars. *National Public Radio*. Recuperado el 22 de agosto del 2018 desde: <https://www.npr.org/sections/13.7/2016/09/29/495883093/stakes-grow-higher-in-the-cat-bird-wars>
- KITTS-MORGAN, S.E. 2015. Companion Animals Symposium: Sustainable ecosystems: Domestic cats and their effect on wildlife populations. *Journal of Animal Science*, volumen 93, 848-859 pp.
- KOPACK, H. 2001. *Felis silvestris*: Domestic cat. *Animal Diversity Web*. Museum of Zoology/The Regents of the University of Michigan. Recuperado el 22 de agosto del 2018 desde: <http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/>
- KRAUZE-GRYZ, D., M. Żmihorski y J. Gryz. 2017. Annual variation in prey composition of domestic cats in rural and urban environment. *Urban Ecosystems*, volumen 20, 945-952 pp.

- KURUSHIMA, J.D., M.J. Lipinski, B. Gandolfi, L. Froenicke, J.C. Grahn, R.A. Grahn y L.A. Lyons. 2013. Variation of cats under domestication: genetic assignment of domestic cats to breeds and worldwide random-bred populations. *Animal genetics*, volumen 44, número 3, 311-324 pp.
- LEPCZYK, C.A., A.G. Mertig y J.G. Liu. 2004. Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes. *Biological Conservation*, volumen 115, número 2, 191-201 pp.
- LEVY, J.K., D.W. Gale y L.A. Gale. 2003. Evaluation of the effect of a long-term trap-neuter-return and adoption program on a free-roaming cat population. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, volumen 222, número 1, 42-46 pp.
- LIPINSKI, M.J. *et al.* 2008. The ascent of cat breeds: Genetic evaluations of breeds and worldwide random-bred populations. *Genomics*, volumen 91, número 1, 12-21 pp.
- LIRA, I. 2015. ¿Derechos para animales? En México hay leyes que los protegen, pero son letra muerta, afirman ONGs. *SinEmbargo.mx*. Recuperado el 21 de agosto del 2018 desde: <http://www.sinembargo.mx/10-12-2015/1573720>
- LONG, K. y A. Robley, Arthur Rylah Institute for Environmental Research y Department of Sustainability and Environment. 2004. *Cost effective feral animal exclusion fencing for areas of high conservation value in Australia*. Australia Government/The Department of the Environment and Heritage. Canberra, Australia.
- LORD, L.K., B. Griffin, M.R. Slater y J.K. Levy. 2010. Evaluation of collars and microchips for visual and permanent identification of pet cats. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, volumen 237, número 4, 387-394 pp.
- LOSS, S.R. y P.P. Marra. 2017. Population impacts of free-ranging domestic cats on mainland vertebrates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, volumen 15, número 9, 502-509 pp.
- \_\_\_\_\_. 2018. Merchants of doubt in the free-ranging cat conflict. *Conservation Biology*, volumen 32, número 2, 265-266 pp.
- 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*, volumen 4, número 1.
- LOYD, K.A.T., S.M. Hernandez, J.P. Carroll, K.J. Abernathy y G.J. Marshall. 2013. Quantifying free-roaming domestic cat predation using animal-borne video cameras. *Biological Conservation*, volumen 160, 183-189 pp.

- LUNA-MENDOZA, L., J.M. Barredo-Barberena, J.C. Hernández-Montoya, A. Aguirre-Muñoz, F. Méndez-Sánchez, A. Ortiz-Alcaraz y M. Félix-Lizárraga. 2011. Planning for the eradication of feral cats on Guadalupe Island, México: home range, diet, and bait acceptance. 192-197 pp. En Veitch, C.R., M.N. Clout y D.R. Towns (editores), *Island invasives: eradication and management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*. International Union for Conservation of Nature. Gland, Suiza.
- MAHLABA, T.A.M., A. Monadjem, R. McCleery y S.R. Belmain. 2017. Domestic cats and dogs create a landscape of fear for pest rodents around rural homesteads. *Plos One*, volumen 12, número 2, p. e0171593.
- MCCARTHY, R.J., S.H. Levine y J.M. Reed. 2013. Estimation of effectiveness of three methods of feral cat population control by use of a simulation model. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, volumen 243, número 4, 502-511 pp.
- MCDONALD, J.L., M. Maclean, M.R. Evans y D.J. Hodgson. 2015. Reconciling actual and perceived rates of predation by domestic cats. *Ecology and Evolution*, volumen 5, número 14, 2745-2753 pp.
- MEDINA, M.F. *et al.* 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, volumen 17, número 11, 3503-3510 pp.
- MEDINA-GONZÁLEZ, G. 2015. La protección a los animales en la legislación mexicana, enfoque social y filosófico. Tesis de licenciatura. Centro de Investigación y Docencia Económicas, A.C. Ciudad de México, México, 82 pp.
- MELLA-MÉNDEZ, I. 2019. Depredación de fauna silvestre por gatos domésticos (*Felis catus*) en la ciudad de Xalapa, Veracruz, México. Tesis de maestría. Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana. Xalapa, México, 66 pp.
- MELLA-MÉNDEZ, I. y R. Flores-Peredo. 2018. Depredación por gatos domésticos (¿Quién es el culpable?). *Diario de Xalapa*. Recuperado el 22 de agosto del 2018 desde: <https://www.diariodexalapa.com.mx/local/depredacion-por-gatos-domesticos-quien-es-el-culpable-1686754.html>
- MELLINK, E., G. Ceballos y J. Luévano. 2002. Population demise and extinction threat of the Angel de la Guarda deer mouse (*Peromyscus guardia*). *Biological Conservation*, volumen 180, número 1, 107-111 pp.
- MENTZEL, R.E. 2016. Agresividad en el gato doméstico. 135-159 pp. En Chávez-Contreras, G. (editor), *Etología clínica veterinaria del gato: guía práctica de abordaje para médicos veterinarios*. Ediciones Universidad Santo Tomás/RIL Editores. Santiago de Chile, Chile.

- MILLER, J.D., C.S. Watson y W.P. Covell. 1963. Deafening effects of noise on the cat. *Acta Otolaryngologica*, volumen 176, 1-91 pp.
- MONTAGUE, M.J. *et al.* 2014. Comparative analysis of the domestic cat genome reveals genetic signatures underlying feline biology and domestication. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, volumen 111, número 48, 17230-17235 pp.
- MOSEBY, K.E. y E. O'Donnell. 2003. Reintroduction of the greater bilby, *Macrotis lagotis* (Reid) (Marsupialia: Thylacomyidae), to northern South Australia: survival, ecology and notes on reintroduction protocols. *Wildlife Research*, volumen 30, 15-27 pp.
- MOSEBY, K.E. y J.L. Read. 2006. The efficacy of feral cat, fox and rabbit exclusion fence designs for threatened species protection. *Biological Conservation*, volumen 127, número 4, 429-437 pp.
- NEILSON, J. 2004. Thinking outside the box: Feline elimination. *Journal of Feline Medicine and Surgery*, volumen 6, número 1, 5-11 pp.
- NELSON, S.H., A.D. Evans y R.B. Bradbury. 2005. The efficacy of collar-mounted devices in reducing the rate of predation on wildlife by domestic cats. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 94, número 3-4, 273-285 pp.
- \_\_\_\_\_. 2006. The efficacy of an ultrasonic cat deterrent. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 96, número 1-2, 83-91 pp.
- NOGALES, M., A. Martín, B.R. Tershy, C.J. Donlan, D. Veitch, N. Puerta, B. Wood y J. Alonso. 2004. A Review of Feral Cat Eradication on Islands. *Conservation Biology*, volumen 18, número 2, 310-319 pp.
- NOWAK, R.M. 2005. *Walker's Carnivores of the World*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU., 313 pp.
- ORDUÑA-VILLASEÑOR, M.V. 2015. Dieta de gato doméstico *Felis silvestris catus* en el municipio de Morelia, Michoacán. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, México, 94 pp.
- ORTIZ-ALCARAZ, A., A. Aguirre-Muñoz, G. Arnaud-Franco, P. Galina-Tessaro, E. Rojas-Mayoral, F. Méndez-Sánchez y A. Ortega-Rubio. 2017. Progress in the eradication of the feral cat (*Felis catus*) and recovery of the native fauna on Socorro Island, Revillagigedo Archipelago, Mexico. *Therya*, volumen 8, número 1, 3-9 pp.
- Oscillot®. 2018. *Oscillot*. Recuperado el 22 de agosto del 2018 desde: <https://oscillot.com.au/>
- OVERALL, K.L. *et al.* 2005. Feline Behavior Guidelines from the American Association of Feline Practitioners. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, volumen 227, número 1, 70-84 pp.

- PATON, D.C. 1993. Impacts of domestic and feral cats on wildlife. 9-15 pp. En Siepens, G. y C. Owens (editores), *Cat Management Workshop Proceedings*. Queensland Department of Environment and Heritage. Brisbane, Australia.
- \_\_\_\_\_. 1991. Loss of wildlife to domestic cats. 64-69 pp. En Potter, C. (editor), *The impact of cats on native wildlife*. Australian National Parks and Wildlife Service. Canberra, Australia.
- PATRONEK, G.J. 2001. Assessment of claims of short- and long-term complications associated with onychectomy in cats. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, volumen 219, número 7, 932-937 pp.
- PERGL, G. 1994. The Sherbrooke cat law: does it work? *Urban Animal Management Conference Proceedings*. Recuperado el 27 de agosto del 2018 desde: <http://www.ava.com.au/content!confer/uam/proceed%20intro.htm>
- PETERSON, M.N., B. Hartis, S. Rodriguez, M. Green y C.A. Lepczyk. 2012. Opinions from the Front Lines of Cat Colony Management Conflict. *Plos One*, volumen 7, número 9, p. e44616.
- PINEDA, M.H. y M.P. Dooley. 1984. Surgical and chemical vasectomy in the cat. *American Journal of Veterinary Research*, volumen 45, número 2, 291-300 pp.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. González-Ruiz, A.L. Gardner y J. Arroyo-Cabrales. 2014. *List of recent land mammals of Mexico, 2014*. Museum of Texas Tech University. Texas, EE.UU., 76 pp.
- ROBERTSON, I.D. 1998. Survey of predation by domestic cats. *Australian Veterinary Journal*, volumen 76, número 8, 551-554 pp.
- ROBERTSON, S.A. 2008. A review of feral cat control. *Journal of Feline Medicine and Surgery*, volumen 10, número 4, 366-375 pp.
- ROCHLITZ, I. 2003a. Study of factors that may predispose domestic cats to road traffic accidents: part 1. *The Veterinary Record*, volumen 153, número 18, 549-553 pp.
- \_\_\_\_\_. 2003b. Study of factors that may predispose domestic cats to road traffic accidents: part 2. *The Veterinary Record*, volumen 153, número 19, 585-588 pp.
- \_\_\_\_\_. 2005. A review of the housing requirements of domestic cats (*Felis silvestris catus*) kept in the home. *Applied Animal Behaviour Science*, volumen 93, número 1, 97-109 pp.
- RODRÍGUEZ, C., R. Torres y H. Drummond. 2006. Eradicating introduced mammals from a forested tropical island. *Biological Conservation*, volumen 130, número 1, 98-105 pp.

- ROWAN, A.N. 1985. T-61 use in the euthanasia of domestic animals: A survey. 79-86 pp. En Fox, M.W. y L.D. Mickley (editores), *Advances in animal welfare science*. The Humane Society of the United States. Washington, EE.UU.
- RUXTON, G.D., S. Thomas y J.W. Wright. 2002. Bells reduce predation of wildlife by domestic cats (*Felis catus*). *Journal of Zoology London*, volumen 256, número 1, 81-83 pp.
- SCHÜTTLER, E., L. Saavedra-Aracena y J.E. Jiménez. 2018. Domestic carnivore interactions with wildlife in the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile: husbandry and perceptions of impact from a community perspective. *PeerJ*, volumen 6, p. e4124.
- SEEBECK, J., L. Greenwood y D. Ward. 1993. Cats and Wildlife. 65-68 pp. En Siepens, G. y C. Owens (editores), *Cat Management Workshop Proceedings*. Queensland Department of Environment and Heritage. Brisbane, Australia.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E.A. y K.E. Sieving. 2011. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology*, volumen 25, número 4, 808-815 pp.
- SPATZ, D.R., K.M. Zilliacus, N.D. Holmes, S.H.M. Butchart, P. Genovesi, G. Ceballos, B.R. Tershy y D.A. Croll. 2017. Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. *Science Advances*, volumen 3, número 10, p. e1603080.
- SPOTTE, S. 2014. *Free-Ranging Cats: Behavior, Ecology, Management*. Wiley Blackwell. Chichester, Reino Unido, 296 pp.
- STEBBINS, R.C. y N.W. Cohen. 1995. *A natural history of amphibians*. Princeton University Press. Princeton, EE.UU., 316 pp.
- THOMAS, R.L., M.D.E. Fellowes y P.J. Baker. 2012. Spatio-Temporal Variation in Predation by Urban Domestic Cats (*Felis catus*) and the Acceptability of Possible Management Actions in the UK. *Plos One*, volumen 7, p. e49369.
- The International Cat Association (TICA). 2018. *The International Cat Association*. Recuperado el 21 de agosto del 2018 desde: <https://www.tica.org/en/>
- TURNER, D.C. 2000. The human-cat relationship. 194-206 pp. En Turner, D.C. y P. Bateson (editores), *The Domestic Cat: The Biology of Its Behaviour*. Segunda edición. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- TURNER, D.C. y C. Mertens. 1986. Home Range Size, Overlap and Exploitation in Domestic Farm Cats (*Felis catus*). *Behaviour*, volumen 99, número 1-2, 22-45 pp.

- TURNER, D.C. y P. Bateson. 2000. *The Domestic Cat: The Biology of Its Behaviour*. Segunda edición. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido, 246 pp.
- UETZ, P. y J. Hallermann. 2019. *The Reptile Database, México*. Recuperado el 16 de agosto del 2019 desde: [http://reptile-database.reptarium.cz/advanced\\_search?location=Mexico&exact=location&submit=Search](http://reptile-database.reptarium.cz/advanced_search?location=Mexico&exact=location&submit=Search)
- VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, E., G. Ceballos y J. Cruzado. 2004. Extirpation of an insular subspecies by a single introduced cat: the case of the endemic deer mouse *Peromyscus guardia* on Estanque Island, Mexico. *Oryx*, volumen 38, número 3, 347-350 pp.
- VIGNE, J.D., J. Guilaine, K. Debue, L. Haye y P. Gérard. 2004. Early Taming of the Cat in Cyprus. *Science*, volumen 304, número 5668, p. 259.
- WILDT, D.E., S.W. Seager y C.H. Bridges. 1981. Sterilization of the male dog and cat by laparoscopic occlusion of the ductus deferens. *American Journal of Veterinary Research*, volumen 42, número 11, 1888-1897 pp.
- WILSON, D.V. y P.J. Pascoe. 2016. Pain and analgesia following onychectomy in cats: a systematic review. *Veterinary anaesthesia and analgesia*, volumen 43, número 1, 5-17 pp.
- WOOD, B., B.R. Tershy, M.A. Hermsillo, C.J. Donlan, J.A. Sánchez, B.S. Keitt, D.A. Croll, G.R. Howald y N. Biavaschi. 2002. Removing cats from islands in north-west Mexico. 374-380 pp. En Veitch, C.R. y M.N. Clout (editores), *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. Gland, Suiza.
- WOODS, M., R.A. McDonald y S. Harris. 2003. Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review*, volumen 33, número 2, 174-188 pp.
- YEON, S.C., J.A. Flanders, J.M. Scarlett y K.A. Houpt. 2001. Attitudes of owners regarding tendonectomy and onychectomy in cats. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, volumen 218, número 1, 43-47 pp.

LAS AVES FRUGÍVORAS Y SU PAPEL EN LA RESTAURACIÓN  
PASIVA DEL BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO  
DEL SUR DE MÉXICO: UN CASO DE ESTUDIO  
CON LA CACTÁCEA *Pachycereus weberi*

R. CARLOS ALMAZÁN-NÚÑEZ<sup>\*</sup>  
ALEJANDRA MARIANO-RENDÓN<sup>\*\*</sup>  
ROSALBA RODRÍGUEZ-GODÍNEZ<sup>\*\*</sup>  
ALFREDO MÉNDEZ-BAHENA<sup>\*\*\*</sup>  
RUBÉN PINEDA-LÓPEZ<sup>\*\*\*\*</sup>

RESUMEN

**S**e evaluó la importancia de las aves frugívoras como dispersores de semillas del cactus *Pachycereus weberi* en un bosque tropical caducifolio en condiciones antrópicas en el sur de México, para lo cual se describió la composición de aves frugívoras que se alimentan de los frutos del cactus y se estimaron los componentes de cantidad y calidad de la dispersión. La cantidad se calculó a partir del número de frutos removidos y la frecuencia de visitas de las aves, y la calidad se obtuvo con base en el número de semillas que germinaron al pasar por el tracto digestivo de las aves y de acuerdo con la probabilidad

---

<sup>\*</sup> Laboratorio Integral de Fauna Silvestre, Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Guerrero, Avenida Lázaro Cárdenas s/n, c.p. 39000, Chilpancingo, Guerrero, México. Autor de correspondencia: rcarlos.almazan@gmail.com

<sup>\*\*</sup> Laboratorio Integral de Fauna Silvestre, Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Guerrero

<sup>\*\*\*</sup> Laboratorio de Biología de la Conservación, Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Guerrero.

<sup>\*\*\*\*</sup> Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Avenida de las Ciencias s/n, Juriquilla, c.p. 76230, Querétaro, México.

de que las semillas hayan sido excretadas por aves en microhábitats seguros (*i.e.* plantas leguminosas). Un total de 15 especies de aves consumieron frutos de *P. weberi*. El carpintero del Balsas (*Melanerpes hypopoliuss*) y la calandria dorso rayado (*Icterus pustulatus*) visitaron más frecuentemente los cactus y consumieron la mayor cantidad de frutos. La proporción de germinación fue mayor en las semillas que pasaron por el tracto digestivo de las aves frugívoras en comparación con aquellas obtenidas de forma directa de los frutos. Por su parte, la calandria *I. pustulatus* presentó la mayor probabilidad de depositar semillas en microhábitats seguros. En las primeras etapas de crecimiento (altura < 50 cm), se observó que los individuos de *P. weberi* tuvieron un mayor reclutamiento debajo de la planta conoespecífica, pero en etapas mayores (51-90 cm) el reclutamiento incrementó debajo de plantas leguminosas. *Icterus pustulatus* y *M. hypopoliuss* resultaron ser los dispersores de semillas más efectivos, aunque el carpintero del Balsas visitó otras plantas conoespecíficas después de alimentarse, lo que potencialmente disminuiría su efectividad como dispersor. Los resultados sugieren que, mediante la dispersión de las semillas tanto de *P. weberi* como de otras plantas de bosques maduros, las aves pueden contribuir a la restauración natural del bosque tropical caducifolio, uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial por las actividades humanas.

## INTRODUCCIÓN

La dispersión de semillas es un proceso que involucra múltiples factores, los cuales incluyen la remoción de frutos, la diseminación de sus semillas en microhábitats seguros, así como la germinación y el establecimiento de las plantas hasta llegar a adultos reproductivos (Wang y Smith, 2002). Este proceso es de suma importancia para la supervivencia y distribución espacial de una gran cantidad de plantas leñosas cuyos propágulos (*i.e.* parte de la planta que se puede propagar y dar lugar a otro individuo) pueden ser dispersados por animales mediante la ingesta. Este mecanismo de dispersión, también conocido como “endozoocoria”, ha sido mayormente estudiado en los ambientes húmedos de México debido a la dominancia de plantas con frutos carnosos (Chaves *et al.*, 2012; Rost *et al.*, 2015; Benítez-Malvido *et al.*, 2016). Por el contrario, en los ambientes semiáridos, como el bosque tropical caducifolio (BTC), el conocimiento sobre el proceso de endozoocoria en varias especies de plantas es aún incipiente (Rojas-Martínez *et al.*, 2015; García-Ruiz *et al.*, 2018). Algunas de

las causas por las que se ha limitado su estudio en este tipo de ecosistemas están relacionadas con el principal mecanismo de dispersión de las plantas, que es la anemocoria (dispersión por el viento), seguido de la endozoocoria (Quesada *et al.*, 2011). Adicionalmente, los BTC son uno de los ecosistemas más amenazados en el Neotrópico, con el 66% de su superficie en algún grado de perturbación (Stoner y Sánchez-Azofeita, 2009). Tan sólo en México se deforestan alrededor de 300 mil hectáreas anuales (Balvanera *et al.*, 2000; Trejo y Dirzo, 2000), por lo que alrededor del 73% de la cobertura original de este tipo de vegetación se ha perdido (SEMARNAT, 2013). Esta tasa de deforestación afecta las poblaciones tanto de plantas como de animales (Quesada *et al.*, 2009; Dirzo *et al.*, 2011), así como sus áreas de distribución (Almazán-Núñez *et al.*, 2018), lo que origina una disrupción en las interacciones y procesos ecológicos como la dispersión de semillas (Ortiz-Pulido *et al.*, 2000; Pineda-Diez *et al.*, 2012).

Uno de los grupos más efectivos para la dispersión de semillas en los BTC son las aves (Griscom *et al.*, 2007). La efectividad de dispersión de semillas es la contribución relativa que hace un dispersor en la adecuación (*fitness*) de la planta (Schupp, 1993; Schupp *et al.*, 2010), y es una métrica basada en el cálculo de dos componentes: cantidad y calidad de semillas dispersadas. La cantidad puede ser evaluada por el número de frutos que remueve un frugívoro, así como por la frecuencia de sus visitas a la planta. Por su parte, la calidad puede ser medida con base en la proporción de semillas germinadas y los microhábitats donde son depositadas las semillas al ser dispersadas por las aves frugívoras (Schupp *et al.*, 2010). Particularmente en los BTC, las aves remueven altas cantidades de frutos de plantas pertenecientes a las familias Burseraceae y Cactaceae (Ramos-Ordoñez y Arizmendi, 2011; Contreras-González y Arizmendi, 2014; Almazán-Núñez *et al.*, 2016), dos de los grupos de plantas más representativos y con altos niveles de endemismo en los ambientes semiáridos del sur de México (Becerra, 2005; Rzedowki, 2006). En específico, los frutos de los cactus proveen de carbohidratos a las aves, por lo que complementan sus requerimientos energéticos y alimenticios (Campos-Rojas *et al.*, 2011). A su vez, las aves dan por lo general un tratamiento adecuado a las semillas durante la remoción y las dispersan en microhábitats decisivos para la supervivencia temprana de la planta (Godínez-Álvarez *et al.*, 2002; Ibañez y Schupp, 2002; Schupp *et al.*, 2010). Así, dado que los BTC se presentan en fragmentos con distintos niveles de sucesión a lo largo de su área de distribución (Quesada *et al.*, 2009; Dirzo *et al.*, 2011), la dispersión efectiva de las semillas por aves puede facilitar el proceso de sucesión secundaria y, por lo tanto, adquirir un papel relevante en la restauración natural de estos bosques tropicales.

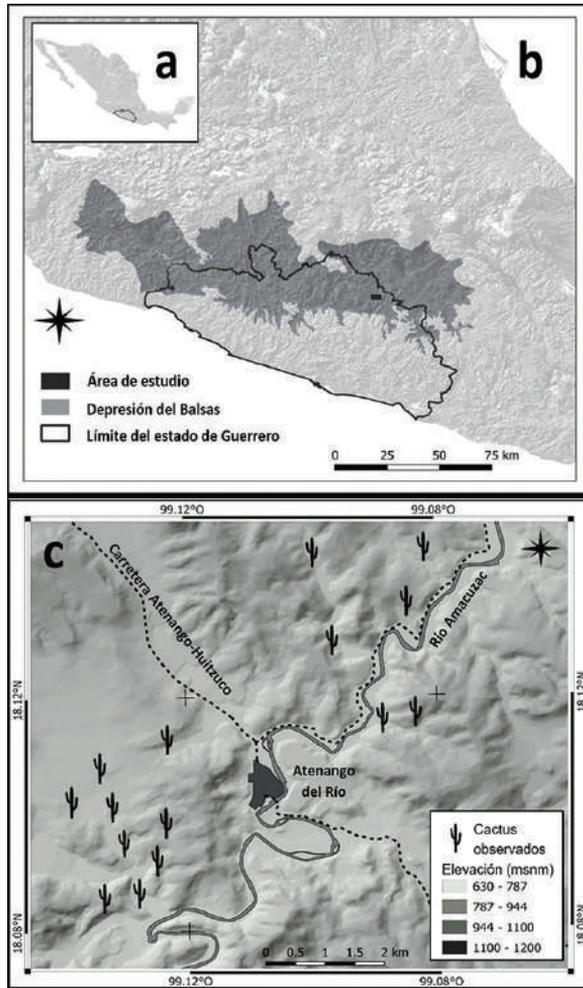


FIGURA I

Localización geográfica de: A) el estado de Guerrero, B) la cuenca del Balsas y C) el área de estudio en la localidad de Atenango del Río para la observación del cactus *P. weberi* en un bosque tropical caducifolio del sur de México

En este estudio se evaluó la frugivoría y dispersión de semillas por aves en *Pachycereus weberi* (J.M. Coult.) Backeb, un cactus endémico de los bosques tropicales caducifolios de los estados de Guerrero, Puebla, Michoacán, Oaxaca y Morelos, en el sur de México (Arias *et al.*, 2012). Se estimó la efectividad de los dispersores de semillas del cactus con base en los componentes de cantidad y calidad de las semillas dispersadas. La información contenida en este estudio sugiere pautas de restauración y manejo de los bosques tropicales de la cuenca del Balsas y, en particular, del área de estudio, mismos que presentan constantes modificaciones por la actividad humana.

## MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en la comunidad de Atenango del Río, en la porción oriental de la provincia biótica de la cuenca del Balsas, dentro del estado de Guerrero (Figura 1). Las coordenadas geográficas son 18° 00' y 18° 16' N; 98° 52', 99° 14' O. El clima predominante es cálido subhúmedo (AW<sub>0</sub>), con una temperatura media anual de 26 °C y una precipitación media anual de 800 mm (García, 1988). La época de lluvias generalmente va de junio a octubre, y la época de secas de noviembre a mayo. Los sitios de muestreo tienen una altitud promedio de 680 m sobre el nivel del mar (m s.n.m.; Figura 1). La vegetación dominante en el área de estudio es bosque tropical caducifolio, que se presenta en fragmentos con distintos estados de sucesión secundaria.

### CARACTERÍSTICAS DE *Pachycereus weberi*

*Pachycereus weberi* es una especie endémica de México, conocida como “órgano”, “cardón” o “candelabro”, que alcanza una altura de 15 m. Se distribuye en la depresión del Balsas y en la región de Tehuacán-Cuicatlán, en los estados de Michoacán, Morelos, Guerrero, Puebla y Oaxaca. Crece en BTC sobre suelos aluviales y elevaciones (600-1,100 m s.n.m.) (Bravo-Hollis, 1937). Su tronco es leñoso y bien definido, de hasta 2 m de alto. Sus ramas son muy numerosas, largas y verticales (12-20 cm de diámetro), ramificadas solamente en su base y con cerca de 10 costillas. Florece entre marzo y abril, y presenta flores herma-

froditas autoincompatibles (Valiente-Banuet *et al.*, 1997) que son polinizadas principalmente por aves y murciélagos. El fruto es globoso, de largo mide  $5.43 \pm 0.9$  cm (desviación típica), de ancho  $3.99 \pm 0.44$  cm y pesa  $44.51 \pm 9.21$  g ( $n = 35$ ). Al madurar, revienta y expone la pulpa de color rojo púrpura y las semillas negras (Anderson, 2001; Arias y Terrazas, 2009). Cuando los frutos de esta cactácea columnar permanecen en la planta son consumidos por las aves, y cuando caen al suelo son aprovechados por roedores e insectos, lo que ayuda a la dispersión de sus semillas (Lustre-Sánchez *et al.*, 2014).

#### COMPONENTE CUANTITATIVO DE DISPERSIÓN DE SEMILLAS

Las observaciones focales se realizaron en un total de 15 individuos de *P. weberi* (Figura 1), considerando al menos tres criterios principales: 1) la alta disponibilidad de frutos (> 200 frutos), 2) que los individuos tuvieran una separación de al menos 50 m entre sí y 3) que su ubicación permitiera una adecuada observación de las interacciones con las aves. Estas observaciones se llevaron a cabo durante 16 días repartidos entre mayo y julio del 2016. Todas las aves que se observaron consumiendo frutos del cactus fueron identificadas mediante guías de campo (Peterson y Chalif, 1989; Howell y Webb, 1995). Las observaciones se realizaron tanto en la mañana (07:00-11:00 h) como en la tarde (16:30-19:00 h), con la finalidad de abarcar las horas de mayor actividad de las aves. Cada cactus fue observado durante 25 min a una distancia de aproximadamente 10 m, y se registraron las especies de aves visitantes, el número de individuos por visita, el tiempo total de visita en minutos (desde su llegada hasta su salida), el número de visitas y el número de frutos en los que se observó actividad de consumo. Cada especie de ave frugívora fue categorizada por su estacionalidad y endemismo, de acuerdo con Howell y Webb (1995), y con González-García y Gómez de Silva (2003), respectivamente.

COMPONENTE CUALITATIVO  
DE DISPERSIÓN DE SEMILLAS

EXPERIMENTO DE GERMINACIÓN

Se evaluó el efecto del paso a través del sistema digestivo de las aves en la proporción de germinación de las semillas de *P. weberi*. Para ello, se utilizaron semillas excretadas por diferentes aves capturadas con nueve redes de niebla de 12 × 2.5 m. Las redes se colocaron en sitios cercanos a los individuos de *P. weberi* en fructificación. Una vez capturadas las aves, se colocaron en jaulas habilitadas con tela de gallinero (100 × 40 × 40 cm), forradas al interior con tela de mosquitero para evitar que se lastimaran. Las aves se alimentaron con frutos maduros de *P. weberi*. Luego de la evacuación, se colectaron las heces y las aves fueron liberadas.

El experimento de germinación se realizó con semillas extraídas directamente de los frutos de *P. weberi* (control;  $n = 300$ ), y con las que pasaron por el tracto digestivo de aves como el carpintero enmascarado (*Melanerpes chrysogenys*;  $n = 237$ ), el carpintero del Balsas (*M. hypopoli*;  $n = 50$ ), el papamoscas rayado (*Myiodynastes luteiventris*;  $n = 110$ ), la calandria dorso rayado (*Icterus pustulatus*;  $n = 83$ ) y el colorín pecho naranja (*Passerina leclancherii*;  $n = 19$ ). Sólo se consideraron las especies de aves en cuyas heces se obtuvo la mayor cantidad de semillas. Las semillas fueron colocadas en cajas de Petri con algodón y se regaron diariamente con agua destilada durante 16 días en agosto del 2016. Estas cajas se colocaron debajo de la cobertura de plantas leguminosas o potencialmente nodrizas (Valiente-Banuet *et al.*, 1991). Las cajas se revisaron todos los días para contar el número de semillas germinadas y estimar la proporción de germinación. El criterio usado para considerar una semilla germinada fue la emergencia de la radícula (Rivas, 1993). Debido a que los datos de germinación de semillas tienen una naturaleza binaria (semillas germinadas *versus* no germinadas), se utilizó un modelo lineal generalizado (MLG) con función de enlace *logit* y distribución binomial (Crawley, 2012). Los tratamientos se consideraron como factores fijos y su significancia se probó por medio del estadístico  $\chi^2$  de Wald. Se realizó una prueba de comparaciones múltiples de Tukey HSD para determinar diferencias significativas entre tratamientos. Estos análisis se llevaron a cabo en el programa SPSS v. 20.0 (SPSS, Chicago, IL).

PLANTAS DE PERCHA  
UTILIZADAS POR LAS AVES

Se estimó la probabilidad de dispersión de semillas bajo la cobertura de árboles o arbustos mediante observaciones focales, las cuales se llevaron a cabo de dos maneras: 1) con observaciones postconsumo que consistieron en identificar y registrar la planta de percha utilizada por las aves después del consumo de frutos, y 2) mediante observaciones a través de 20 puntos de conteo de radio fijo de 30 m. Estas observaciones se llevaron a cabo en sitios cercanos a *P. weberi* previamente seleccionados y durante los meses de fructificación del cactus, y fue a través de ellas que se determinó el número de visitas a diferentes plantas de percha utilizadas por las aves.

El número de visitas a cada planta de percha se categorizó de la siguiente manera: 1) perchas en plantas conespecíficas (*P. weberi* y otras cactáceas), 2) perchas en árboles de hojas simples (que presentan un solo foliolo o lámina; e.g. *Bursera linanoe*, *Prunus persica*), 3) perchas en arbustos de hoja compuesta (con más de un foliolo; e.g. *Spondias purpurea*, *Trifolium repens*) y 4) perchas en árboles o arbustos pertenecientes a la familia Fabaceae.

Se utilizaron los residuales estandarizados de una tabla de contingencia para evaluar si el número de visitas de las especies de aves a cada categoría de plantas de percha resultaba significativo (Valiente-Banuet *et al.*, 1991; Godínez-Álvarez *et al.*, 2002). Los residuales estandarizados se distribuyen con media 0 y desviación típica de 1, y se considera que valores superiores a  $\pm 1.96$  son significativos con un  $\alpha = 0.05$ , y valores mayores a  $\pm 2.96$  son significativos con un  $\alpha = 0.01$  (Agresti, 2007). La hipótesis nula de esta prueba consistió en un número igual de visitas a las diferentes categorías de plantas. Para cada especie de ave que consumió frutos y que se observó perchando en plantas leguminosas, se calculó la probabilidad de que las semillas fueran depositadas en microhábitats seguros (*i.e.* plantas de la familia Fabaceae; Valiente-Banuet *et al.*, 1991). Para ejecutar este análisis, se dividió el número de perchas observadas por cada especie de ave en plantas de la familia Fabaceae entre el número total de perchas de todas las especies de aves que se observaron en este grupo de plantas.

RECLUTAMIENTO DE *P. weberi*

Se delimitaron tres parcelas de 50 × 50 m, donde se identificaron microhábitats o plantas nodriza para individuos jóvenes no reproductivos de *P. weberi* (máximo 90 cm de altura; Dávila-Aranda *et al.*, 2002). Los individuos de esta especie se buscaron debajo de árboles y arbustos, y en aquellos en los que se encontraron individuos reclutados se midió la cobertura foliar mediante dos ejes perpendiculares, así como la altura de los cactus. El número de individuos jóvenes observados debajo de las plantas nodriza se comparó con el número esperado de individuos reclutados por azar, derivado del área proporcional cubierta por cada microhábitat. Los individuos reclutados de *P. weberi* fueron subdivididos en tres clases de altura: 1-25 cm, 26-50 cm y 51-90 cm. Con los valores observados y esperados del reclutamiento se calcularon los residuales estandarizados para evaluar la significancia.

Las plantas nodrizas o microhábitats se categorizaron de la misma manera que las plantas de percha: A) planta conespecífica (*P. weberi*), B) arbustos de hojas simples, C) árboles de hoja compuesta y D) plantas de la familia Fabaceae. En particular, las Fabaceae se han considerado un grupo importante en el reclutamiento de plantas leñosas en ambientes semiáridos (Valiente-Banuet *et al.*, 1991; Godínez-Álvarez *et al.*, 2002).

## EFECTIVIDAD DE DISPERSIÓN DE SEMILLAS

El paisaje de efectividad de dispersión de semillas es una representación bidimensional de las posibles combinaciones de la cantidad y calidad de semillas dispersadas y con contornos en alzado que representan isóclinas de efectividad de dispersión (Schupp *et al.*, 2010). El componente de cantidad de semillas dispersadas por cada especie de ave frugívora se determinó mediante la multiplicación del número de avistamientos de las aves y el número de frutos consumidos de *P. weberi*. El componente de calidad se obtuvo con base en la proporción de semillas germinadas y de acuerdo a la probabilidad de que se depositaran semillas en microhábitats seguros (*i.e.* plantas de la familia Fabaceae). El análisis de la efectividad de dispersión de semillas se llevó a cabo con ayuda del paquete *effectiveness.lndscp* en el *software* R (R Core Team Development, 2017).

## RESULTADOS

COMPOSICIÓN DE AVES FRUGÍVORAS  
Y REMOCIÓN DE FRUTOS

Se registró un total de 15 especies de aves frugívoras consumiendo frutos de *P. weberi*. La mayoría de las especies son residentes y sólo se observó una especie migratoria de verano (*Myiodynastes luteiventris*), mientras que tres especies de aves frugívoras son endémicas a México (*Melanerpes chrysogenys*, *M. hypopolius* y *Passerina leclancherii*). La familia mejor representada es Picidae, con tres especies. Por otra parte, el carpintero *Melanerpes hypopolius* y la calandria *Icterus pustulatus* presentaron el mayor número de visitas y frutos consumidos de *P. weberi* (en conjunto superaron en ambos casos el 50%), y las especies de carpinteros *M. chrysogenys* y *M. hypopolius* permanecieron menos tiempo en sus visitas a los cactus (Tabla 1).

TABLA 1

Composición de aves frugívoras y datos del consumo de frutos del cactus *Pachycereus weberi*. La estacionalidad (Est) se denota como R = residente, MV = migratoria de verano. Las especies endémicas a México se indican con la letra E después del nombre científico. Los datos representan el promedio  $\pm$  error estándar

FAMILIA ESPECIE	Est.	VISITAS (%)	No. FRUTOS	PROMEDIO DE FRUTOS CONSUMIDOS/ VISITA	TIEMPO PROMEDIO/ VISITA (MIN)
Columbidae					
<i>Zenaida asiatica</i>	R	11.1	30	2.72 $\pm$ 0.64	4 $\pm$ 5.07
Picidae					
<i>Melanerpes chrysogenys</i> <sup>E</sup>	R	7.1	24	3.42 $\pm$ 0.60	1.77 $\pm$ 0.95
<i>M. hypopolius</i> <sup>E</sup>	R	34.3	94	2.76 $\pm$ 0.68	1.70 $\pm$ 1.67
<i>Dryobates scalaris</i>	R	2.0	5	2.5 $\pm$ 0.35	2 $\pm$ 1.58

Tyrannidae					
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	R	1.0	1	1	2
<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	1.0	11	1	1
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	MV	7.1	24	3.42 ± 0.60	2.4 ± 2.3
Corvidae					
<i>Calocitta formosa</i>	R	1.0	4	4	2 ± 0.81
Mimidae					
<i>Toxostoma curvirostre</i>	R	1.0	1	1	1
Fringillidae					
<i>Haemorhous mexicanus</i>	R	4.0	11	2.75 ± 0.53	1.4 ± 2.83
<i>Spinus psaltria</i>	R	4.0	1	1	2.4 ± 2.95
Icteridae					
<i>Icterus wagleri</i>	R	1.0	1	1	2
<i>I. pustulatus</i>	R	21.2	75	3.57 ± 0.67	2.23 ± 2.43
Cardinalidae					
<i>Passerina leclancherii</i> <sup>®</sup>	R	1.0	1	1	1
<i>P. versicolor</i>	R	3.0	10	3.33 ± 0.47	3.87 ± 3.94

## GERMINACIÓN DE SEMILLAS

Las semillas del cactus obtenidas del carpintero *M. chrysogenys* presentaron el mayor porcentaje de germinación (86%), seguidas de aquellas de *P. leclancherii* (85%) e *I. pustulatus* (78%). Por otro lado, las semillas obtenidas directamente de los frutos (control) mostraron el menor porcentaje de germinación (19%; Figura 2). Se observaron diferencias significativas en la proporción de germinación de semillas entre los tratamientos ( $\chi^2$  de Wald = 19.598,  $gl = 5$ ,  $P < 0.05$ ). Estas diferencias fueron relevantes entre los tratamientos de las aves en comparación con las semillas obtenidas directamente de los frutos.

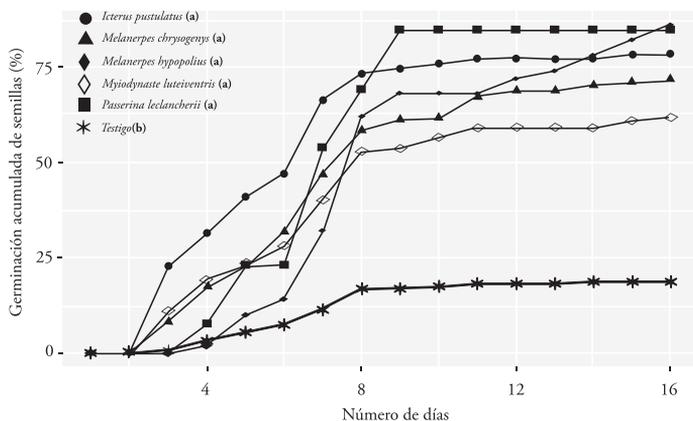


FIGURA 2

Proporción de germinación de semillas del cactus *P. weberi* tras pasar por el tracto digestivo de las aves frugívoras en un bosque tropical caducifolio del sur de México. Letras diferentes en paréntesis denotan diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey HSD ( $P < 0.05$ )

### PLANTAS DE PERCHA

Luego de consumir los frutos de *P. weberi*, las aves frugívoras se percharon en diferentes especies de plantas. Por ejemplo, la paloma alas blancas (*Zenaida asiatica*), la urraca cara blanca (*Calocitta formosa*) y el jilguerito dominico (*Spinus psaltria*) se percharon más que lo esperado por azar en árboles de hoja compuesta. En cambio, *M. luteiventris* e *I. pustulatus* tuvieron un mayor número de perchas en plantas Fabáceas que lo esperado por azar, mientras que *M. hypopolius* y el cuitlacoche pico curvo (*Toxostoma curvirostre*) visitaron de forma significativa la planta conespecífica, así como otras cactáceas (Figura 3).

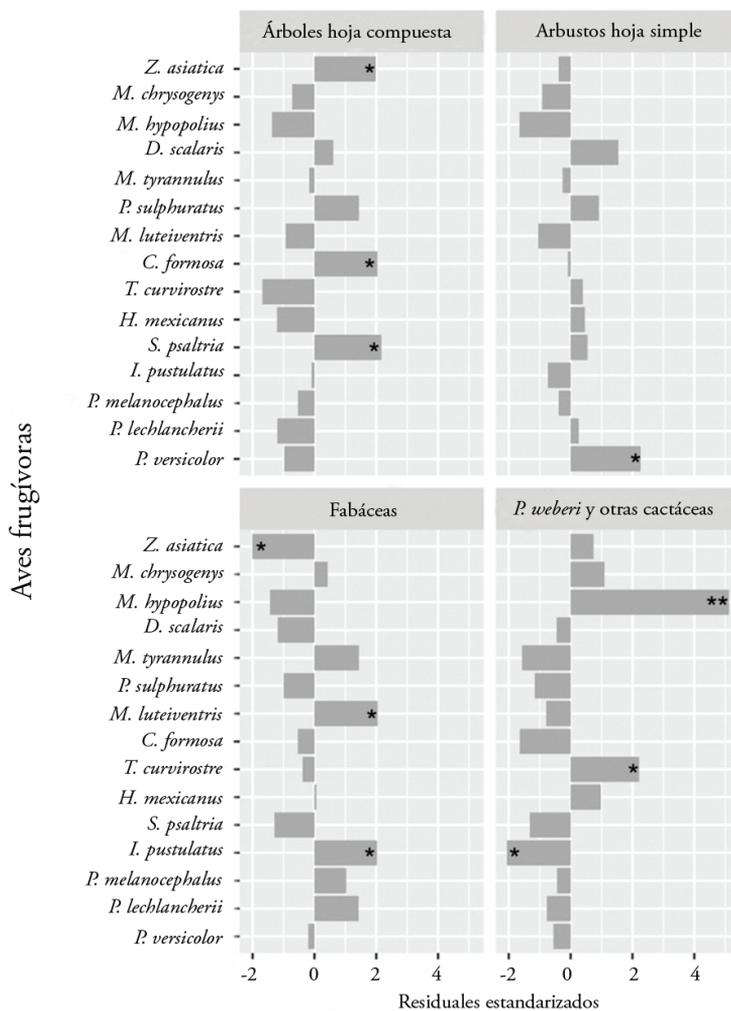


FIGURA 3

Residuales estandarizados de una tabla de contingencia correspondiente a cada grupo de plantas de percha usado por las aves frugívoras en un bosque tropical caducifolio del sur de México. Las barras de los residuales indican preferencia (residual positivo) y rechazo (residual negativo) para cada especie de ave; \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$

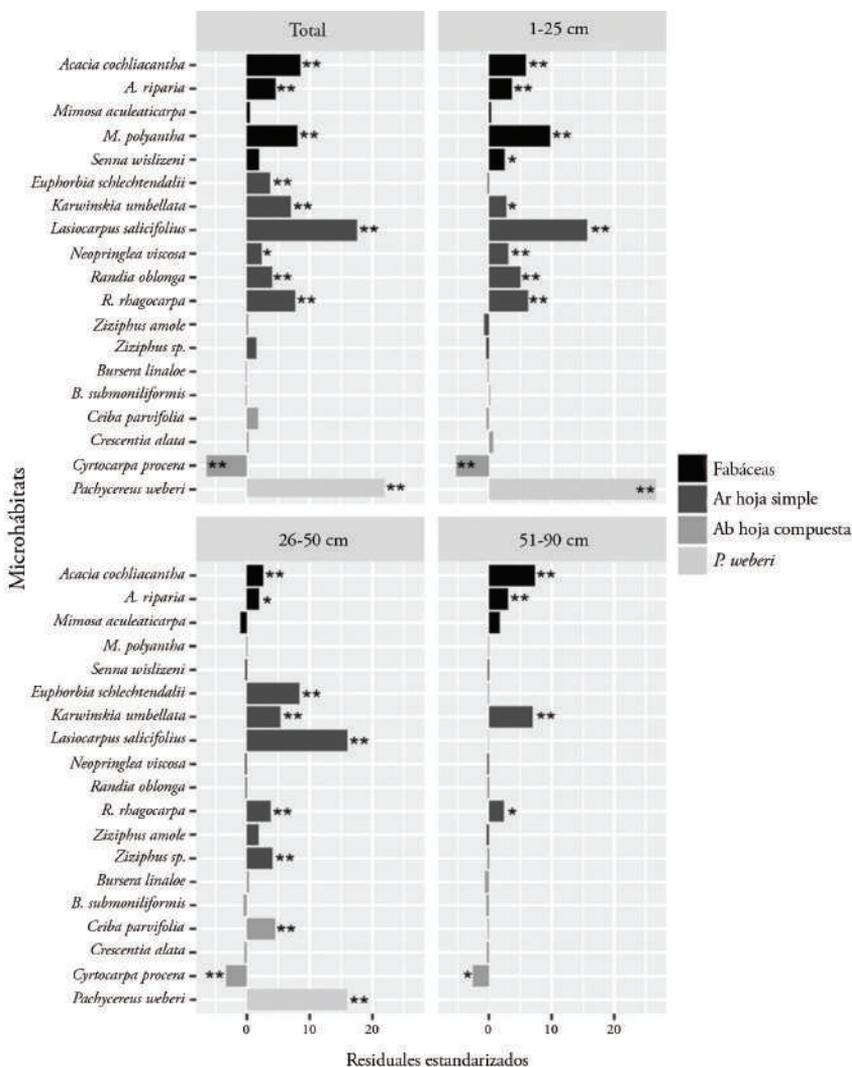


FIGURA 4

Residuales estandarizados de una tabla de contingencia correspondiente a los individuos jóvenes reclutados de *P. weberi* bajo diferentes microhábitats en un bosque tropical caducifolio del sur de México. Las barras de los residuales indican preferencia (residual positivo) y rechazo (residual negativo) para cada especie de ave; \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ ; Ar = árboles, Ab = arbustos

#### RECLUTAMIENTO DE INDIVIDUOS JÓVENES DE *P. weberi*

En las tres parcelas de muestreo se registraron 66 individuos de *P. weberi* reclutados bajo diferentes microhábitats y la planta conespecífica presentó el mayor número de individuos reclutados. Este resultado es consistente en los individuos reclutados de menos de 25 cm de altura. No obstante, se observó un mayor número de individuos de la clase 26-50 cm que lo esperado por azar en arbustos de hoja simple, como *Lasiocarpus salicifolius*, *Euphorbia schlechtendalii* y *Karwinskia umbellata*, así como en *P. weberi*. De la clase 51-90 cm de altura se observaron más individuos que lo esperado por azar en *Acacia cochliacantha* y *A. riparia*, ambas Fabáceas, así como en *K. umbellata* (Figura 4). De manera interesante, los individuos reclutados de *P. weberi* de esta última clase de altura no mostraron preferencia significativa sobre la planta conespecífica.

#### EFFECTIVIDAD DE DISPERSIÓN DE SEMILLAS

*Melanerpes hypopoli* fue el dispersor de semillas de *P. weberi* más efectivo, seguido de *I. pustulatus*. Otras especies como *M. chrysogenys*, *M. luteiventris* y *P. leclancherii* tuvieron valores altos en el componente de calidad de semillas dispersadas, pero no en el de cantidad. Es importante mencionar que especies como *Z. asiatica* dispersaron una buena cantidad de semillas, pero no se lograron tener datos de calidad (Figura 5A). No obstante, cuando el componente de calidad se mide como la probabilidad de depositar semillas en microhábitats seguros para su reclutamiento (plantas Fabaceae), la efectividad de *M. hypopoli* disminuye, y la de *I. pustulatus* incrementa (Figura 5B), lo que sugiere que esta última especie es un buen dispersor de semillas del cactus *P. weberi* en el área de estudio.

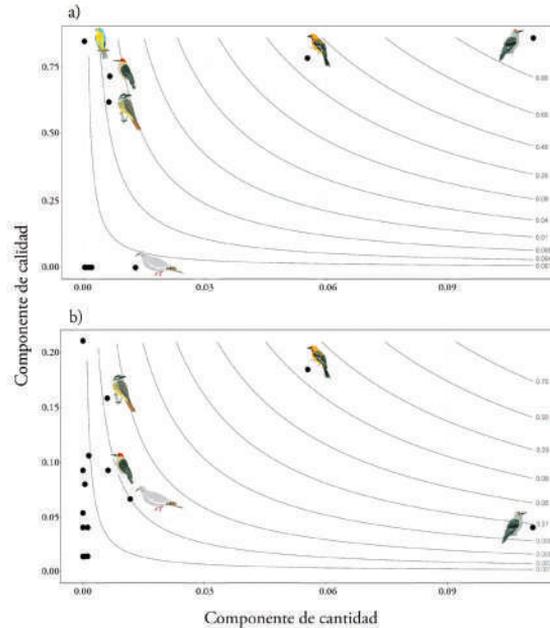


FIGURA 5

Efectividad de dispersión de semillas del cactus *P. weberi* por aves frugívoras en un bosque tropical caducifolio del sur de México. El componente de calidad se obtuvo de: A) la proporción de semillas germinadas y B) la probabilidad de que se depositen semillas en microhábitats seguros

## DISCUSIÓN

La riqueza de aves frugívoras que se observaron consumiendo frutos del cactus *P. weberi* fue de 15 especies, lo cual comparado con el número de especies observadas en otras cactáceas, como *Myrtillocactus geometrizans* (Pérez-Villafañá y Valiente-Banuet, 2009), *Neobouxbaukia tetetzo* (Godínez-Alvarez *et al.*, 2002; Contreras-González y Arizmendi, 2014) y *N. mezcalaensis* (Castillo, 2011) sugiere que un número relativamente alto de especies de aves en el área de estudio se alimenta con frutos de esta cactácea. Dada la época de fructificación (junio y julio) de *P. weberi* en el área de estudio, no se observaron aves

migratorias invernales consumiendo frutos, como en el caso de *M. geometrizans* (Pérez-Villafaña y Valiente-Banuet, 2009). Este componente migratorio se caracteriza por ser un removedor importante de frutos de distintas especies de plantas zoócoras en los BTC, como ocurre con los árboles pertenecientes a las familias Burseraceae (Almazán-Núñez *et al.*, 2016), Moraceae (Fleming y Williams, 1990) y Cactaceae (Griz y Machado, 2001).

Si bien se observó que la riqueza de aves frugívoras que visitaron las plantas de *P. weberi* fue alta, además de que consumen elevadas cantidades de frutos, no todas las especies contribuyen a la dispersión efectiva de sus semillas. Por ejemplo, las tres especies de carpinteros (*Melanerpes chrysogenys*, *M. hypopolius* y *Dryobates scalaris*) consumieron en conjunto el 42% del total de frutos. No obstante, aunque las proporciones de germinación tanto de *M. hypopolius* como de *M. chrysogenys* fueron elevadas, éstos visitan frecuentemente otros conespecíficos o cactus de otras especies que también fructifican en la misma temporada (e.g. *Nebouxbaumia mezcalaensis*). Esto sugiere la posibilidad de que sus semillas caigan debajo de la planta parental, donde hay un banco de semillas generalmente elevado, lo que aumenta la competencia (Bas *et al.*, 2005) y la incidencia por patógenos (Jordano *et al.*, 2010), y disminuye la probabilidad de supervivencia de la planta en etapas tempranas de su ciclo de vida (Obeso *et al.*, 2011). Este comportamiento, en especial por parte de *M. hypopolius*, se ha observado con otros cactus, como *N. tetetzo* (Godínez-Alvarez *et al.*, 2002; Contreras-González y Arizmendi, 2014) y *M. geometrizans* (Pérez-Villafaña y Valiente-Banuet, 2009), a lo largo de ambientes semiáridos en el sur de México. Los hábitos de anidación, reproducción y refugio de este carpintero se asocian en particular a distintas especies de cactus (Hendricks *et al.*, 1990). Adicionalmente, *M. hypopolius* ha sido considerado como un depredador de semillas para otras cactáceas (Contreras-González y Arizmendi, 2014), resultados que no parecen coincidir con lo obtenido en este estudio debido a la alta proporción de semillas germinadas tras pasar por su tracto digestivo.

Los datos del reclutamiento de individuos jóvenes de *P. weberi* mostraron que las semillas logran germinar en la planta conespecífica y sobreviven en etapas tempranas (principalmente < 25 cm de altura), mismas que disminuyen en estadios de crecimiento avanzados (> 51 cm). En los ambientes áridos y semiáridos, se ha sugerido que la germinación y el establecimiento son las fases más críticas en el ciclo de vida de las plantas leñosas (Padilla y Pugnaire, 2006). Los resultados en este estudio muestran que las semillas del cactus *P. weberi* logran germinar debajo del conespecífico, pero no logran establecerse. Esto

demuestra la importancia de los hábitos postconsumo de las aves frugívoras y de las plantas de percha que utilizan, las cuales favorecen el reclutamiento y promueven la conectividad a través de los parches de vegetación (Franco y Nobel, 1989). En este sentido, la calandria *I. pustulatus* es una especie que, además de dar un buen tratamiento a las semillas en su tracto digestivo (por la alta proporción de semillas germinadas), utiliza plantas de percha en las que potencialmente disemina las semillas de *P. weberi* y éstas se ven favorecidas. Esta especie ha sido considerada como un depredador de semillas en *M. geometrizans* (Pérez-Villafaña y Valiente-Banuet, 2009), y para el cactus *Stenocereus queretaroensis* se ha observado que la germinación de semillas que pasan por el sistema digestivo de esta ave no difiere de las obtenidas directamente de los frutos (García-Ruiz *et al.*, 2018). Lo anterior demuestra que las semillas de distintas especies de cactus responden de forma diferenciada a los tratamientos fisiológicos durante la endozoocoria (Stevenson *et al.*, 2002), aun cuando se trata de la misma especie de ave.

Los resultados de este estudio sugieren que existe una contribución en la restauración pasiva de los BTC del área de estudio, ya que se observó que varias especies de aves dispersan semillas de *P. weberi* de forma efectiva. Dado el grado de amenaza que presentan los bosques tropicales caducifolios en México por los constantes cambios en el uso del suelo (Quesada *et al.*, 2009), estudios de este tipo podrían ayudar a redirigir los esfuerzos de manejo, conservación y restauración de estos ecosistemas. Así, por ejemplo, la comprensión funcional de los vectores de semillas puede ayudar a determinar qué animales frugívoros son críticos para el mantenimiento de los ecosistemas, y a salvaguardar su abundancia y movilidad a través de los paisajes (McConkey *et al.*, 2012). Por otra parte, el conocimiento de las relaciones frugívoro-planta puede conducir también a un manejo activo de los ecosistemas, reintroduciendo especies animales altamente eficientes en la dispersión de semillas de plantas endémicas y con alto grado de vulnerabilidad, como las cactáceas.

#### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el apoyo en distintas fases del proyecto a Pablo Sierra, Gregory M. Charre, Ana I. López y Víctor Reyes. El apoyo financiero para las actividades de campo se obtuvo de la Universidad Autónoma de Guerrero, mediante el proyecto interno “Semilla-2014”, así como de la Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA).

## LITERATURA CITADA

- AGRESTI, A. 2007. *An introduction to categorical data analysis*. Segunda edición. John Wiley & Sons. Nueva York, EE.UU., 373 pp.
- ALMAZÁN-NÚÑEZ, R.C., L.E. Eguiarte, M.C. Arizmendi y P. Corcuera. 2016. *Myiarchus* flycatchers are the primary seed dispersers of *Bursera longipes* in a Mexican dry forest. *PeerJ*, volumen 4, p. e2126.
- ALMAZÁN-NÚÑEZ, R.C., P. Sierra-Morales, O.R. Rojas-Soto, J. Jiménez-Hernández y A. Méndez-Bahena. 2018. Effects of land use modifications in the potential distribution of endemic bird species associated with tropical dry forest in Guerrero, Southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, volumen 11, p. 1-11.
- ANDERSON, E.F. 2001. The cactus family. *Plant Systematics and Evolution*, volumen 228, 250-253 pp.
- ARIAS, S. y T. Terrazas. 2009. Taxonomic revision of *Pachycereus* (Cactaceae). *Systematic Botany*, volumen 34, número 1, 68-83 pp.
- ARIAS, S., S. Gama-López, L.U. Guzmán-Cruz y B. Vázquez-Benítez. 2012. *Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Cactaceae*. Segunda edición. Instituto de Biología-Universidad Nacional Autónoma de México. México, 235 pp.
- BALVANERA, P., Á. Islas, E. Aguirre y S. Quijas. 2000. Las selvas secas. *Ciencias*, volumen 18, 18-24 pp.
- BAS, J.M., P. Pons y C. Gómez. 2005. Exclusive frugivory and seed dispersal of *Rhamnus alaternus* in the bird breeding season. *Plant Ecology*, volumen 183, 77-89 pp.
- BECERRA, J.X. 2005. Timing the origin and expansion of the Mexican tropical dry forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, volumen 102, número 31, 10919-10923 pp.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J., I. Zermeño-Hernández, A.M. González-DiPierro, R. Lombera y A. Estrada. 2016. Frugivore choice and escape from pre-dispersal seed predators: the case of *Dialium guianense* and two sympatric primate species in southern Mexico. *Plant Ecology*, volumen 217, número 7, 923-933 pp.
- BRAVO-HOLLIS, H. 1937. *Las cactáceas de México*. Instituto de Biología-Universidad Nacional Autónoma de México. México, 755 pp.
- CAMPOS-ROJAS, E., J.M. Pinedo-Espinoza, R.G. Campos-Montiel y A.D. Hernández-Fuentes. 2011. Evaluación de plantas de pitaya (*Stenocereus* spp) de poblaciones naturales de Monte Escobedo, Zacatecas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, volumen 17, número 3, 173-182 pp.

- CHAVES, Ó.M., K.E. Stoner, V. Arroyo-Rodríguez y A. Estrada. 2011. Effectiveness of Spider Monkeys (*Ateles geoffroyi vellerosus*) as seed dispersers in continuous and fragmented rain forests in Southern Mexico. *International Journal of Primatology*, volumen 32, 177-192 pp.
- COLWELL, R.K. 2006. EstimateS, Version 8.0: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide). Freeware for Windows and Mac os. *EstimateS*.
- COLWELL, R.K. y J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, volumen 345, número 1311, 101-118 pp.
- CONTRERAS-GONZÁLEZ, A.M y M.C. Arizmendi. 2014. Pre-dispersal seed predation of the columnar cactus (*Neobuxbaumia tetetzo*, Cactaceae) by birds in central Mexico. *Ornitología Neotropical*, volumen 25, número 4, 373-387 pp.
- CRAWLEY, M.J. 2012. *The R Book*. Segunda edición. John Wiley & Sons. Chichester, Reino Unido, 1080 pp.
- DÁVILA-ARANDA, P., S. Arias-Montes, R. Lira-Saade, J.L. Villaseñor y A. Valiente-Banuet. 2002. Phytogeography of the columnar cacti (Tribe Pachycereeae) in Mexico: A cladistic approach. 25-41 pp. En Fleming, T.H. y A. Valiente-Banuet (editores), *Columnar cacti and their mutualists: Evolution, ecology, and conservation*. The University of Arizona Press. Arizona, EE.UU.
- DIRZO, R., H.S. Young, H.A. Mooney y G. Ceballos (editores). 2011. *Seasonal Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU., 392 pp.
- FLEMING, T.H. y C.F. Williams. 1990. Phenology, seed dispersal, and recruitment in *Cecropia peltate* (Moraceae) in Costa Rica tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, volumen 6, número 2, 163-178 pp.
- FRANCO, A.C. y P.S. Nobel. 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*, volumen 7, número 3, 870-886 pp.
- GARCÍA, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Cuarta edición. Instituto de Geografía-Universidad Nacional Autónoma de México. México, 217 pp.
- GARCÍA-RUIZ, M., I. Ruán-Tejeda, M.S. Zuloaga-Aguilar y L.I. Íñiguez-Dávalos. 2018. Characterization of endozoochorous dispersal of pitayo *Stenocereus queretaroensis*, in Autlán, Jalisco, Mexico. *Ethology Ecology and Evolution*, volumen 30, número 5, 447-460 pp.
- GODÍNEZ-ÁLVAREZ, H., A. Valiente-Banuet y A. Rojas-Martínez. 2002. The role of seed dispersers in the population dynamics of the columnar cactus *Neobuxbaumia tetetzo*. *Ecology*, volumen 83, número 9, 2617-2629 pp.

- GONZÁLEZ-GARCÍA, F. y H. Gómez de Silva. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. 150-194 pp. En Gómez de Silva, H. y A. Oliveras de Ita (editores), *Conservación de Aves: Experiencias en México*. Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C./Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/National Fish and Wildlife Foundation. México.
- GOTELLI, N.J. y R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurements and comparison of species richness. *Ecology Letters*, volumen 4, 379-391 pp.
- GRISCOM, H.P., E.K.V. Kalko y M.S. Ashton. 2007. Frugivory by small vertebrates within a deforested, dry tropical region of Central America. *Biotropica*, volumen 39, número 2, 278-282 pp.
- GRIZ, L.M.S. y I.C.S. Machado. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in Caatinga, a tropical dry forest in the northeastern of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, volumen 17, número 2, 303-321 pp.
- HENDRICKS, P., J.R. McAuliffe y A. Valiente-Banuet. 1990. On communal roosting and associated winter social behavior of gray-breasted woodpeckers. *The Condor*, volumen 92, número 1, 254-255 pp.
- HOWELL, S.N.G. y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press. Nueva York, EE.UU., 851 pp.
- IBÁÑEZ, I. y E.W. Schupp. 2002. Effects of litter, soil surface conditions, and microhabitat on *Cercocarpus ledifolius* Nutt. Seedling emergence and establishment. *Journal of Arid Environments*, volumen 52, número 2, 209-221 pp.
- JORDANO, P., P.-M. Forget, J.E. Lambert, K. Böhning-Gaese, A. Traveset y S.J. Wright. 2010. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. *Biology Letters*, volumen 7, número 3, 321-323 pp.
- LUSTRE-SÁNCHEZ, H., G.I. Manzanero y V. Vásquez. 2014. Atributos demográficos y reproductivos de *Pachycereus weberi* en la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán. *Cactáceas y suculentas de México*, volumen 59, número 2, 36-51 pp.
- MCCONKEY, K.R. et al. 2012. Seed dispersal in changing landscapes. *Biological Conservation*, volumen 146, número 1, 1-13 pp.
- MORENO, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo/Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura/Sociedad Entomológica Aragonesa. España, 84 pp.

- OBESO, J.R., I. Martínez y D. García. 2011. Seed size is heterogeneously distributed among destination habitats in animal plants. *Basic and Applied Ecology*, volumen 12, número 2, 134-140 pp.
- ORTIZ-PULIDO, R., J. Laborde y S. Guevara. 2006. Frugivoría por aves en un paisaje fragmentado: consecuencias en la dispersión de semillas. *Biotropica*, volumen 32, número 3, 473-488 pp.
- PADILLA, F.M. y F.I. Pugnaire. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, volumen 4, número 4, 196-202 pp.
- PÉREZ-VILLAFANA, M.G. y A. Valiente-Banuet. 2009. Effectiveness of dispersal of an ornithocorous cactus *Myrtillocoactus geometrizans* (Cactaceae) in a patchy environment. *The Open Biology Journal*, volumen 2, 101-113 pp.
- PETERSON, R.T. y E.D. Chalif. 1989. *Guía de campo: Identificación de todas las especies encontradas en México, Guatemala, Belice y el Salvador, México*. Editorial Diana. México, 473 pp.
- PINEDA-DIEZ DE BONILLA, J.L. León-Cortés y J.L. Rangel-Salazar. 2012. Diversity of birds feeding guilds in relation to habitat heterogeneity and land-use cover in human-modified landscape in southern Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, volumen 28, número 4, 369-376 pp.
- QUESADA, M. *et al.* 2011. Human impacts on pollination, reproduction, and breeding systems in tropical forest plants. 173-194 pp. En Dirzo, R., H.S. Young, H.A. Mooney y G. Ceballos (editores), *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU., 392 pp.
- QUESADA, M. *et al.* 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*, volumen 258, número 6, 1014-1024 pp.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing version 3.2.0. *The R Project for Statistical Computing*. Recuperado desde: <http://www.r-project.org>
- RAMOS-ORDOÑEZ, M.F. y M.C. Arizmendi. 2011. Parthenocarpy, attractiveness and seed predation by birds in *Bursera morelensis*. *Journal of Arid Environments*, volumen 75, número 9, 757-762 pp.
- RIVAS, G.M. 1993. Notas sobre el cultivo de cactáceas por semilla. *Revista de la Sociedad Mexicana de Cactología*, volumen 33, 93-95 pp.
- ROJAS-MARTÍNEZ, A.E., N.P. Pavón y J.P. Castillo. 2015. Effects of seed ingestion by the lesser long-nosed bat *Leptonycteris yerbabuena* on the germination of the giant cactus *Isolatocereus dumortieri*. *The Southwestern Naturalist*, volumen 60, número 1, 85-89 pp.

- ROST, J. *et al.* 2015. The role of frugivorous birds and bats in the colonization of cloud forest plant species in burned areas in western Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, volumen 38, número 2, 175-182 pp.
- RZEDOWSKI, J. 2006. *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 504 pp.
- SCHUPP, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, volumen 107, 15-29 pp.
- SCHUPP, E.W., P. Jordano y J.M. Gómez. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist*, volumen 188, número 2, 333-353 pp.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013. *Inventario estatal forestal y de suelos-Guerrero 2013*. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales/Comisión Nacional Forestal. México, D.F., México.
- STEVENSON, P.R., M.C. Castellanos, J.C. Pizarro y M. Garavito. 2002. Effects of seed dispersal by three ateline monkey species on seed germination at Tinigua National Park, Colombia. *International Journal of Primatology*, volumen 23, número 6, 1187-1204 pp.
- STONER, K.E. y G.A. Sánchez-Azofeifa. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. *Forest Ecology and Management*, volumen 258, número 6, 903-906 pp.
- TREJO, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94, número 2, 133-142 pp.
- VALIENTE-BANUET, A. *et al.* 1991. Spatial relationships between cacti and nurse shrubs in a semi-arid environment in central México. *Journal of Vegetation Science*, volumen 2, número 1, 15-20 pp.
- VALIENTE-BANUET, A., A. Rojas-Martínez, A. Casas, M.C. Arizmendi y P. Dávila. 1997. Pollination biology of two winter-blooming giant columnar cacti in the Tehuacán Valley, central Mexico. *Journal of Arid Environments*, volumen 37, número 2, 331-341 pp.
- WANG, B.C. y T.B. Smith. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution*, volumen 17, número 8, 379-386 pp.

# EXPERIENCIA EN LA CONSERVACIÓN Y MANEJO DE FAUNA DULCEACUÍCOLA EN LAS BARRANCAS DE CUERNAVACA, MORELOS

NORMAN MERCADO SILVA<sup>\*</sup>  
LILIANA GONZÁLEZ FLORES<sup>\*\*</sup>  
DIEGO VIVEROS GUARDADO<sup>\*\*\*</sup>  
HUMBERTO MEJÍA MOJICA<sup>\*\*\*\*</sup>  
TOPILTZIN CONTRERAS-MACBEATH<sup>\*\*\*\*</sup>

## RESUMEN

El crecimiento de la zona urbanizada de Cuernavaca (ZUC) ha alterado ecosistemas riparios y manantiales, poniendo en riesgo su fauna nativa. Esfuerzos de grupos ciudadanos e instituciones gubernamentales y académicas se llevan a cabo para lograr conservar la fauna, flora y servicios que los ecosistemas dulceacuícolas proveen. En esta contribución se describen dichos esfuerzos, así como sus logros y futuros retos, haciendo hincapié en casos específicos que buscan conservar dos especies nativas en la ZUC: la carpita morelense (*Notropis boucardi*) y el cangrejito barranqueño (*Pseudothelphusa dugesi*). El primer caso se relaciona con acciones de conservación dentro de dos áreas naturales protegidas que incluyen el manejo de hábitat, el repoblamiento y la manutención de la carpita morelense, especie endémica que había perdido cerca de la mitad de su distribución original y que hoy ha recuperado

---

<sup>\*</sup> Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Avenida Universidad 1001, Chamilpa, C.P. 62209, Cuernavaca, Morelos, México. Autor de correspondencia: norman.mercado@uaem.mx

<sup>\*\*</sup> Escuela de Turismo, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

<sup>\*\*\*</sup> Posgrado en Manejo de Recursos Naturales, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

<sup>\*\*\*\*</sup> Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

poblaciones viables en el área. El segundo caso detalla acciones para conservar al cangrejito barranqueño, considerado en peligro de extinción como consecuencia de las modificaciones y contaminación de su hábitat. Dichas labores incluyen la restauración de la Barranca de Chalchihuapan, la identificación de poblaciones restantes dentro de ésta y otras barrancas, y el desarrollo de marcos normativos y legales para establecer refugios de vida silvestre. Estos casos ilustran los retos que se afrontan para la conservación de especies dulceacuícolas en ambientes urbanos de la ciudad de Cuernavaca, y recuperan experiencias de éxito que podría buscarse replicar tanto en más sitios de la ZUC como en otras ciudades mexicanas.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas dulceacuícolas se encuentran entre los más amenazados por actividades humanas (Revenga *et al.*, 2000; Reid *et al.*, 2013; Harrison *et al.*, 2018). Los ríos y lagos que hoy se localizan en ambientes urbanos han sido fuertemente afectados (Roy *et al.*, 2016); en específico, la introducción de especies exóticas, la contaminación y las modificaciones físicas de ríos y lagos han llevado a la desaparición de numerosas especies en estos ecosistemas (Roy *et al.*, 2007). La ciudad de Cuernavaca no es la excepción a lo anterior, ya que ha perdido parte de sus ecosistemas terrestres y acuáticos debido a su crecimiento urbano desmedido (CONAGUA, 2012; Ruiz-Picos *et al.*, 2017).

La ciudad de Cuernavaca, con una población aproximada de 400 mil habitantes y una tasa de crecimiento anual del 1.1% (COESPO, 2018), está ubicada en el norte del estado de Morelos. Poco más de la mitad (56.52%) del territorio de la ciudad se localiza en el Eje Neovolcánico Transversal y el resto (43.48%) dentro de la Sierra Madre del Sur. Dado lo anterior, la ciudad se encuentra en una zona orográficamente accidentada, con gradientes altitudinales que van de 2,200 m s.n.m. en la parte norte hasta 1,255 m s.n.m. en la parte sur (ACC, 2009), así como con un sistema complejo de barrancas con pendientes pronunciadas y diversos tipos de vegetación. Debido a sus suelos porosos y ubicación geográfica, la zona en la que se estableció y se ha desarrollado la ciudad presenta numerosos manantiales que aportan agua a los arroyos y ríos que corren a lo largo de las barrancas (CONAGUA, 2010; 2012).

La ciudad de Cuernavaca (en adelante denominada: zona urbana de Cuernavaca, ZUC) ha crecido de manera desorganizada (p.e., con invasiones de pre-

dios, desarrollos que violan límites federales, entre otros), sobre todo en los alrededores de las barrancas que atraviesan la ciudad (Contreras-MacBeath, 2005; Preciado, 2012). Durante los últimos 70 años, la ciudad ha pasado de aproximadamente 324 a 7,782 hectáreas urbanizadas, y muchas de las barrancas se han convertido en los desagües de las zonas comerciales, residenciales y de asentamientos irregulares (Martínez, 1996; Ruiz-Picos *et al.*, 2016). La ciudad ha crecido sobre todo hacia el poniente, donde se encuentra el mayor número de hábitats dulceacuícolas aún en relativamente buen estado de conservación (Contreras-MacBeath, 2005; Preciado, 2012; Ruiz-Picos *et al.*, 2016).

La fauna acuática de la ZUC incluye varias especies con distribución restringida, entre las que destacan dos especies acuáticas nativas: un pez denominado comúnmente “carpita morelense” (*Notropis boucardi*) y un cangrejo conocido como “cangrejito barranqueño” (*Pseudothelphusa dugesi*). Ambas especies han sufrido importantes declives en sus poblaciones debido a factores múltiples, en especial por la modificación y contaminación de las corrientes que corren a lo largo de las barrancas (Contreras-MacBeath y Rivas, 2007; Contreras-MacBeath *et al.*, 2016). Del mismo modo, estas especies han atraído esfuerzos de conservación por parte de diversas instituciones (p.e. la Secretaría de Desarrollo Sustentable y la Universidad Autónoma del Estado de Morelos). En este capítulo se presentan los casos de ambas especies, haciendo énfasis en las estrategias institucionales y metodológicas que han ayudado a su conservación.

## ANTECEDENTES

### LAS BARRANCAS DE CUERNAVACA

La conservación de las especies objetivo de este trabajo se encuentra muy relacionada con la importancia que tienen las barrancas de Cuernavaca (BC) para la ciudad (Figura 1). Las BC han sido reconocidas desde hace mucho tiempo por ser fuente de numerosos servicios ambientales para las poblaciones humanas que ahí se han asentado (El Colegio de Morelos, 2018). Los ecosistemas asociados a las BC propician un agradable clima para la ciudad, ya que promueven el paso de vientos templados que provienen del norte y que al atravesarlas generan un descenso en la temperatura (Batllori, 1999-2001; El Colegio de Morelos, 2018). Así, el sistema hidrológico poniente de la ciudad, compuesto

por numerosas barrancas, constituye un elemento valioso en la regulación térmica natural que merece conservarse (Batllori, 2004; García-Barrios, 2013). Hoy en día, se registran las mayores temperaturas dentro de la zona urbana en las áreas de la ciudad donde se ha perdido cobertura vegetal. Esto se debe a una mayor absorción de radiación solar asociada a la reducción de áreas verdes y a la ampliación de superficies pavimentadas (El Colegio de Morelos, 2018).

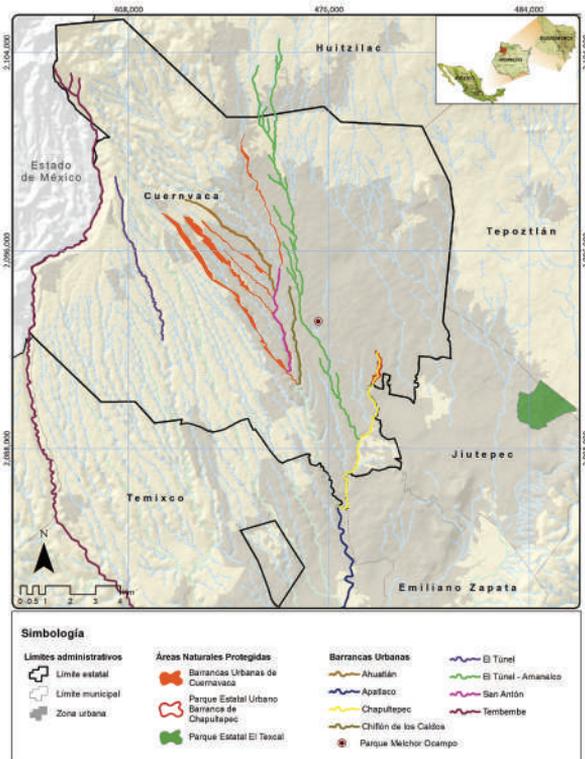


FIGURA I

Mapa general de la zona metropolitana de la ciudad de Cuernavaca (ver sombreado gris) donde se identifican algunas de las numerosas barrancas existentes y zonas de conservación para dos especies dulceacuícolas, el cangrejo barranqueño (*Pseudohelphusa dugesi*) y la carpita morelense (*Notropis boucardi*).

Mapa elaborado por Cyndi Roman (LISIG-UAEM)

Las BC proporcionan numerosos servicios ecosistémicos, entre los cuales destacan la captación de agua para la recarga de los mantos freáticos, la regulación del clima y la mitigación de inundaciones. Además, fungen como hábitat de diversas especies de flora, fauna y hongos, contribuyen a la retención de humedad y a la producción de oxígeno por la vegetación, y proveen un paisaje y belleza escénica de gran importancia para las actividades de ecoturismo (Batllori, 2004). Ejemplos de esto último pueden ser las barrancas de Amanalco, San Antón y la de Chapultepec (Batllori, 2004).

Durante los últimos 30 años, la ZUC ha experimentado un desarrollo urbano acelerado, especialmente en las zonas de barrancas, donde hay un gran número de asentamientos humanos que han invadido zonas federales. Una zona federal, vale recordar, comprende una franja de 5 a 10 m de anchura (dependiendo del ancho del cauce) por ambos márgenes, contigua al cauce de las corrientes, según el artículo 3, fracción XLVII, de la Ley de Aguas Nacionales (CNA, 2014). Además, las BC son utilizadas para verter descargas residuales, en su mayoría sin tratar, o como basureros de residuos domésticos y de construcción. Esta situación ocasiona un riesgo sanitario especialmente preocupante en el tiempo de estiaje, por la presencia de elevadas concentraciones de coliformes fecales en el agua (IMTA, 2014; *Periódico Oficial "Tierra y Libertad"*, 2009). Muchas de las BC de la ZUC han sido modificadas para construir carreteras o casas habitación, y otras han sufrido cambios al ser desviados sus cauces para que el agua sirva a ranchos, fábricas y en la floricultura (García-Barrios *et al.*, 2007). Así, el crecimiento acelerado y desordenado de la ZUC impone presión sobre los ecosistemas y recursos hidrológicos.

Ante la problemática que actualmente presentan las BC, han surgido diversas iniciativas para llevar a cabo el rescate de estos espacios. Con ello, las especies dulceacuícolas que los habitan podrían verse beneficiadas para mantener sus poblaciones o reestablecerse en lugares de donde fueron en un momento removidas. La coordinación entre instituciones gubernamentales y académicas ha resultado en estudios destinados a conocer más acerca de las características de las barrancas, así como sobre su situación de conservación. De los estudios y propuestas podemos citar el *Plan Estratégico para la Recuperación Ambiental de la Cuenca del Río Apatlaco* (IMTA, 2007), el *Plan para el Manejo Integral del Sistema de Barrancas del Norponiente de Morelos* (El Colegio de Morelos, 2018), el documento "Determinación del estado de salud e indicadores biológicos para la evaluación de la recuperación del Río Apatlaco" (López-López y Hansen, 2013), el *Plan de Recuperación Integral de la Barranca Chalchihuapan*

(SDS-UAEM, 2017), el *Programa de Manejo y Gestión Comunitaria del Agua y el Territorio de la Microcuenca "Barranca Chalchihuapan"* (FUNBA, 2018) y el *Programa de Manejo y Educación Ambiental del Área Bajo Conservación Denominada "Barrancas Urbanas de Cuernavaca"* (ACC, s/f). Además de los documentos arriba mencionados, se han buscado otras estrategias que coadyuven en la conservación de las BC. En la publicación del *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Municipio de Cuernavaca* (GEM, 2009), las barrancas urbanas se definieron como áreas prioritarias para la conservación, lo que derivó en que algunas de ellas se decretaran como áreas naturales protegidas en el 2015. Lo anterior significa un gran avance en el papel, pero aún falta presupuesto y personal que dé seguimiento al manejo de las BC. De cualquier forma, el volumen de estudios, documentos y convenios generados demuestra que se ha despertado un interés en diversos sectores sobre la urgente necesidad de detener y revertir el deterioro de este preciado patrimonio natural y de desarrollar acciones para recuperar las BC.

#### CARPITA MORELENSE

##### *(Notropis boucardi)*

La carpita morelense (*Notropis boucardi*) es un pez ciprínido entomófago que se considera amenazado, de acuerdo con el gobierno mexicano (SEMARNAT, 2010). Los peces de esta especie son relativamente pequeños, ya que no sobrepasan los 120 mm de longitud total. Durante gran parte del año su color es plateado en el dorso y blanco en el vientre, además de que tienen una franja oscura que recorre ambos costados del cuerpo, desde la parte posterior de los opérculos hasta la aleta caudal; sin embargo, se puede apreciar un marcado dimorfismo sexual, asociado a la época de reproducción, que se observa en los machos por una tonalidad roja intensa a lo largo de la superficie ventral, incluyendo la base de las aletas (Figura 2). La especie tiene una distribución restringida en un sistema de arroyos y manantiales en barrancas al poniente de la ciudad de Cuernavaca y en el manantial Laguna de Hueyapan, ubicado en la reserva el Texcal, en la ciudad de Jiutepec, actualmente conurbada con la ciudad de Cuernavaca (Contreras-MacBeath, 2005; Contreras-MacBeath *et al.*, 2016; Figura 1). Habita en aguas con temperaturas de entre 14 y 22 °C, pero en ocasiones se le ha encontrado en aguas de hasta 28 °C. Las aguas que ocupa tienen pH neutro o ligeramente alcalino y generalmente son transparentes

en época de secas y turbias en temporadas de lluvias (Contreras-MacBeath, 2005). Se localiza principalmente en zonas someras de mucha corriente y de fondo rocoso, pero existen algunas poblaciones restringidas a pequeñas cañadas con escaso flujo durante el estiaje o incluso a manantiales de aguas quietas. Su distribución ha disminuido a lo largo de los años debido a la pérdida y contaminación de su hábitat (Preciado, 2012).



FIGURA 2  
Carpita morelense (*Notropis boucardi*),  
especie nativa de la zona metropolitana de Cuernavaca, Morelos.  
Fotografía de T. Contreras-MacBeath

#### CANGREJITO BARRANQUEÑO (*Pseudothelphusa dugesi*)

El cangrejito barranqueño (*Pseudothelphusa dugesi*) pertenece al grupo de cangrejos de agua dulce. Este grupo es considerado uno de los más importantes de macroinvertebrados en las aguas interiores tropicales a nivel mundial debido a que es parte esencial de las redes tróficas, tiene un alto nivel de endemismo y un gran número de sus especies se consideran en peligro de extinción (Dobson *et al.*, 2007; Magalhães, 2000; Rodríguez y Magalhães, 2005; Yeo *et al.*, 2008). Un ejemplar de cangrejito barranqueño puede medir hasta 11 cm y pesar hasta 6 g. Tiene un caparazón a manera de cefalotórax que forma una cámara más ancha que larga, donde quedan encerrados y protegidos todos los órganos in-

ternos, incluyendo las branquias. Además, de sus cinco pares de patas, las dos delanteras se han adaptado hasta convertirse en un par de pinzas que le sirven para capturar su alimento: larvas de insectos, zooplancton y materia orgánica. Habita en lugares donde existen escurrimientos perennes de aguas frescas y claras, que bien pueden ser manantiales o cauces limpios, con temperaturas promedio de 20 °C (Álvarez y Villalobos, 2016).

Esta especie fue descrita por Rathbun (1893), pero tras el paso del tiempo y por la falta de reportes, la especie se creyó extinta hasta que en el 2000 se dieron nuevos registros en las BC. Los organismos colectados en los trabajos de dicho año fueron enviados a la Colección Nacional de Crustáceos de la UNAM. Si bien se consideraba que la especie era endémica a la ciudad de Cuernavaca, datos recientes y nuevos reportes apuntan a que su distribución puede ser más amplia dentro del estado de Morelos. Tras haber sido analizada bajo el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER), se le considera en peligro de extinción dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), mientras que la “Lista Roja de Especies Amenazadas” que realiza la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), otro instrumento de análisis del estatus de conservación, la clasifica en la categoría Deficiente de Datos (DD), ya que hasta ahora el conocimiento acerca de su biología e historia de vida es limitado.



FIGURA 3  
Cangrejito barranqueño (*Pseudothelphusa dugesi*),  
especie nativa de la zona metropolitana de Cuernavaca, Morelos.  
Fotografía de T. Contreras-MacBeath

## MECANISMOS DE MANEJO

CARPITA MORELENSE (*Notropis boucardi*)

Diversos estudios han abordado la sistemática de la carpita morelense, así como su historia natural, su ecología trófica y reproductiva, y su estructura poblacional (Contreras-MacBeath, 1990, s/f; Schönhuth y Doadrio, 2003; Preciado, 2012). Estos documentos incluyen artículos científicos, reportes de proyectos específicos y tesis de diversos niveles académicos que sirven como cimiento para las acciones de conservación. Gracias al conocimiento acumulado y al interés científico por la especie, se han iniciado esfuerzos de conservación que han permitido, por un lado, mantener los hábitats remanentes de la especie y, por otro, establecer poblaciones en hábitats donde la especie no había sido registrada pero que cumplen con las características de hábitat aptas para la especie y que tienen ya alguna estrategia de protección.

De esta manera, a través de una colaboración entre el Centro de Investigaciones Biológicas (CIB) de la Universidad Autónoma del estado de Morelos y la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos (SDS), se eligió el Área Natural Protegida Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec (ANPBC) como un sitio apto para introducir una población de la carpita. Dentro del área de distribución histórica de la carpita se encuentra el ANPBC, uno de los sitios naturales más emblemáticos de Morelos, compuesto por una barranca natural que cuenta con un manantial a partir del cual surge un arroyo con excelente calidad de agua, mismo que desemboca en un lago artificial. Desafortunadamente, en dicho arroyo fueron introducidas la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y la carpa común (*Cyprinus carpio*), y se cree que éstas desplazaron a las carpitas que ahí existían originalmente (Contreras-MacBeath *et al.*, 2016).

Derivado de lo anterior, y como parte de las estrategias del programa de manejo del ANP (GEM, 2016), se elaboró un proyecto específico para un programa de reintroducción de la carpita morelense (Preciado, 2014), mismo que siguió la *Guía para Reintroducciones y otras Translocaciones de Conservación*, desarrollada por la “fuerza de tarea” de los grupos de especialistas en Reintroducciones y de Especies Invasoras de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN/SSC, 2013). Así, con base en estudios previos de su historia de vida (Contreras-MacBeath y Rivas, 2007) y de la variabilidad genética de cada una de sus poblaciones, fue posible identificar la población fundadora más viable (Rosas-Flores, 2013).

El siguiente paso fue la remoción de las especies exóticas arriba mencionadas de la ANPBC, mediante esfuerzos de pesca sostenidos a lo largo de varios meses entre 2014 y 2016. Posteriormente, se llevó a cabo una colecta de 72 carpitas en una de las barrancas con poblaciones naturales de la especie; los individuos fueron trasladados y sembrados en secciones específicas de la ANPBC durante 2014. A partir de la reintroducción, se estableció un programa de monitoreo para evaluar el desarrollo de la población. Los resultados preliminares obtenidos a principios del 2015 mostraron que la población aún no se había logrado establecer; sin embargo, a finales de año ya se contaba con una población cercana a los 300 ejemplares (Contreras-MacBeath *et al.*, 2016), y para finales del 2016, ya se contaba con poco más de 1,000 de ellos y se pudieron registrar tres eventos reproductivos.

Otra estrategia de conservación de esta especie es el cuidado del humedal conocido como Laguna de Hueyapan, localizado en el Parque Estatal El Texcal, en el municipio de Jiutepec, donde se encuentra una población natural de la especie. Cabe destacar que este cuerpo de agua fue declarado sitio Ramsar en 2010 (Ramsar, 2010). La conservación de la biota que alberga el cuerpo de agua, la restauración ecológica, la protección de los mantos freáticos que dotan de agua a la población aledaña y las actividades recreativas son algunos de los objetivos del parque (Rivas, 2008; González-Flores, 2012). Desafortunadamente, aun con la declaración del parque, la conservación de El Texcal y de la Laguna de Hueyapan se ha visto afectada por una serie de problemáticas relacionadas en gran parte con invasiones y asentamientos humanos irregulares, así como con la presencia de especies vegetales exóticas invasoras (Rivas, 2008) y la extracción de agua del manantial que alimenta dicho humedal, la cual dota de agua potable a 13 colonias circundantes (González-Flores, 2012).

Derivado de lo anterior, en 2012 se realizó una serie de reuniones y talleres para generar acuerdos en torno a la gestión del agua en el humedal de Hueyapan, lo que resultó en la creación de un foro para la gestión del agua y de una jornada de limpieza para el control de *Egeria densa*, planta invasora que elimina especies nativas y afecta negativamente los ambientes donde se ha introducido (González-Flores, 2012). En 2014 se estableció una estrategia entre el Gobierno del Estado y la comunidad de Tejalpa (dueños de las tierras comunales del parque) para recuperar 70 hectáreas invadidas, y en 2016 se continuaron los trabajos para la erradicación de *Egeria densa*. No obstante, es necesario que se lleve a cabo un estudio limnológico para entender el funcionamiento del humedal y de esta manera poder hacer intervenciones para su correcto manejo (Moreno-Mateos *et al.*, 2012; Moreno-Mateos, 2014).

Además del trabajo para establecer poblaciones en el ANPBC y proteger la población de la carpita en El Texcal, se ha realizado una gran cantidad de esfuerzos para la concientización de la ciudadanía, los cuales incluyen numerosas pláticas y talleres, la elaboración de carteles, artículos de divulgación, libros, folletos y demás material didáctico e informativo, así como la difusión en medios masivos de la problemática de las barrancas en general y de la especie en particular. Esto ha permitido dar visibilidad y reconocimiento a la especie ante la población del estado (Contreras-MacBeath *et al.*, 2016).

#### CANGREJITO BARRANQUEÑO

(*Pseudothelphusa dugesi*)

El cangrejito barranqueño es un gran prospecto para convertirse en una especie bandera de conservación biológica para la ciudad de Cuernavaca y, más aún, para el estado de Morelos. Sin embargo, el déficit de información relativa a su biología y distribución ha resultado en la ausencia de estrategias para asegurar la presencia de la especie, a través de los años, en sus hábitats naturales.

Como respuesta a la escasez de información mencionada, a través de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos se desarrolla el proyecto de maestría “Estrategia de conservación para *Pseudothelphusa dugesi*”, que permitirá conocer más sobre la historia de vida y distribución de esta especie (Viveros *et al.*, 2018). Además, se han iniciado esfuerzos que ayudarán a su conservación, como el trabajo coordinado con autoridades estatales para la protección de las cuatro localidades conocidas para la especie, el desarrollo de acciones de difusión y educación ambiental, y la eliminación de especies invasoras que la depredan.

Pese a que no existen estrategias exclusivas para la conservación de la especie a nivel municipal o estatal, ésta puede verse beneficiada de manera indirecta por programas de manejo ya establecidos, como la eliminación de especies invasoras en los sitios donde habita, principalmente en el Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec. Asimismo, se espera que el programa integral de saneamiento de las BC (CEAGUA, 2017) y el *Programa de Manejo y Gestión Comunitaria del Agua y el Territorio de la Microcuenca “Barranca Chalchihua-pan”* tengan un impacto positivo sobre sus poblaciones. A partir del 2017, participan en su conservación el CIB de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos, la dirección del Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec

y la Comisión Estatal de Biodiversidad, y en 2018 se recibió financiamiento internacional del Mohamed Bin Zayed Species Conservation Fund y del Gobierno del Estado de Morelos para trabajar en dicha labor (Bin Zayed Species Conservation Fund, 2018).

A través de los esfuerzos anteriormente mencionados, se han encontrado poblaciones del cangrejito en el Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec, en el Parque Melchor Ocampo y en las barrancas El Pilancón y Tlaltenango (ver Figura 1). No obstante, es de suma importancia señalar que la condición actual de la mayoría de las BC es desfavorable, lo que podría dificultar el restablecimiento de nuevas poblaciones de *P. dugesi*.

## DISCUSIÓN

La conservación de organismos en ríos urbanos representa un reto para las autoridades gubernamentales, académicas y la ciudadanía en general. Los ámbitos urbanos generan condiciones adversas para lograr la conservación de estos ecosistemas debido a la presión por el uso de recursos; entre estas condiciones se encuentran la presencia cercana de contaminantes que afectan directamente las corrientes, la existencia de construcciones y proyectos de desarrollo que llevan a la perturbación de los hábitats, y la modificación de flujos, entre otros (Coles *et al.*, 2012). Al mismo tiempo, la conservación de organismos acuáticos en cuencas urbanas puede ayudarse de las múltiples oportunidades claras que es posible generar dentro de las ciudades (Dearborn y Kark, 2010); ejemplo de ello es la educación ambiental, toda vez que las áreas urbanas permiten enseñar acerca de los procesos ambientales y la conservación a un gran número de personas, muchas de las cuales quizá carecen de los recursos o motivación para asistir a las áreas naturales (Dearborn y Kark, 2010). Esto es de especial importancia para las nuevas generaciones, dado que el contacto directo con el medio natural es una necesidad para la niñez (Orr, 2002). Los ríos urbanos también pueden suscitar oportunidades para llevar a cabo ciencia ciudadana, procesos de restauración y monitoreo ambiental entre una población urbana a la que tal vez le resulte difícil la movilidad a las áreas naturales para realizar estas actividades (Irwin, 2018). Además, como se ha ejemplificado en este capítulo con algunos de los parques urbanos en Cuernavaca, la población humana gusta de los ambientes naturales en su entorno y desea espacios recreativos que sean compatibles con la conservación (MacKerron y Mourato, 2013). En este

sentido, las campañas de comunicación en un ambiente urbano pueden hacer llegar a un elevado número de personas de diversas edades el mensaje sobre la necesidad de conservar una especie, a través de escuelas y otras instituciones desde las cuales se fomenten y den a conocer las actividades con las que es posible colaborar, lo que le brinda visibilidad al tema.

Uno de los graves problemas globales actuales tiene que ver con la extinción masiva de especies como consecuencia de las actividades humanas, conocida como la “sexta extinción” (Ceballos *et al.*, 2015). Las especies con distribución restringida son más vulnerables a extinguirse y, si sumamos aquellas cuyos hábitats están cercanos o inmersos en zonas urbanizadas, el riesgo es mayor. Ejemplos de lo anterior son especies como el cangrejito barranqueño y la carpita morelense, cuyos hábitats han sido transformados por el desarrollo urbano y, sobre todo, por la expansión desordenada de asentamientos humanos. Aun así, los esfuerzos descritos en las líneas anteriores dan muestra de las posibilidades existentes para lograr su recuperación y conservación a largo plazo, por medio de la investigación y gestión gubernamental. Es importante que estos proyectos sean el cimiento para poder proponer e implementar acciones a través de la Comisión Estatal de Biodiversidad (COESBIO) en Morelos.

Los esfuerzos mencionados en este trabajo muestran que con algunas especies se pueden tener resultados positivos y notables aun cuando se cuente con pocos recursos económicos para proyectos de conservación (Brooks *et al.*, 2006; Game *et al.*, 2013). Cuando se trata de especies como la carpita y el cangrejito, que pueden no ser de interés nacional o global (como ocurre, por ejemplo, con el jaguar), pero que a nivel local y estatal son importantes, la responsabilidad de su conservación recae, en gran medida, sobre los gobiernos locales y la ciudadanía (Contreras-MacBeath *et al.*, 2020). Por último, consideramos que se tendrá que hacer un mayor trabajo para continuar con labores que permitan conservar estas dos especies endémicas de Morelos, así como incrementar la atención a un número de especies en riesgo. El reto es que los especialistas se interesen en colaborar al menos con la generación de información básica, para así poder proponer e implementar acciones a través del gobierno estatal y con la participación de la sociedad civil.

## LITERATURA CITADA

- ACC (Ayuntamiento Constitucional de Cuernavaca). 2009. *Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Municipio de Cuernavaca*. Publicado el 1 de mayo del 2009. Texto vigente.
- \_\_\_\_\_. s/f. *Programa de Manejo y Educación Ambiental del Área Bajo Conservación Denominada "Barrancas Urbanas de Cuernavaca"*. Recuperado el 21 de noviembre del 2018 desde: [http://www.cuernavaca.gob.mx/wp-content/uploads/2013/09/Barrancas\\_Urbanas.pdf](http://www.cuernavaca.gob.mx/wp-content/uploads/2013/09/Barrancas_Urbanas.pdf)
- ÁLVAREZ, F. y J.L. Villalobos. 2016. Freshwater Decapod Diversity and Conservation in Mexico. 237-266 pp. En Kawai, T. y N. Cumberlidge (editores), *A Global Overview of the Conservation of Freshwater Decapod Crustaceans*. Springer International Publishing. Cham, Suiza.
- BATLLORI, A. 1999. Evaluación ecológica y social de las barrancas de Cuernavaca, Morelos. *Gaceta Ecológica*, número 51, 32-57 pp.
- \_\_\_\_\_. 2001. Los problemas ambientales del estado de Morelos: la educación como parte de la solución. *Gaceta Ecológica*, número 61, 47-60 pp.
- \_\_\_\_\_. 2004. Las barrancas de Morelos, enfoque educativo para un cambio de comportamiento de los moradores. *Gaceta Ecológica*, número 71, 1-25 pp.
- BROOKS, T.M. *et al.* 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, volumen 313, número 5783, 58-61 pp.
- Bin Zayed Species Conservation Fund. 2018. Development of a conservation strategy for the "cangrejito barranqueño" a Mexican critically endangered freshwater crab. *Supported projects*. Recuperado el 6 de junio del 2018 desde: [https://www.speciesconservation.org/case-studies-projects/index.php?order=GrantAcceptanceDateDESC&filter\\_amount\\_all\\_projects=&filter\\_iucn\\_all\\_projects=&filter\\_continent\\_all\\_projects=4&LocationCountry=206&filter\\_species\\_all\\_projects=&GrantYear=&GrantMonth=&pagesize=10&submit=Submit](https://www.speciesconservation.org/case-studies-projects/index.php?order=GrantAcceptanceDateDESC&filter_amount_all_projects=&filter_iucn_all_projects=&filter_continent_all_projects=4&LocationCountry=206&filter_species_all_projects=&GrantYear=&GrantMonth=&pagesize=10&submit=Submit)
- CEAGUA (Comisión Estatal del Agua). 2017. *Estadísticas del Agua en el Estado de Morelos 2017*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/ Comisión Nacional del Agua. Recuperado el 4 de enero del 2018 desde: [http://ceagua.morelos.gob.mx/sites/ceagua/files/eda2017-baja\\_11.pdf](http://ceagua.morelos.gob.mx/sites/ceagua/files/eda2017-baja_11.pdf)
- CEBALLOS, G., P.R. Ehrlich, A.D. Barnosky, A. García, R.M. Pringle y T.M. Palmer. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, volumen 1, número 5, p. e1400253.

- COESPO (Consejo Estatal de Población). 2018. *Programa Estatal de Población de Morelos, 2016-2018*. Recuperado el 15 de septiembre del 2019 desde: [http://coespo.morelos.gob.mx/sites/coespo.morelos.gob.mx/files/PDFS/enero\\_proyecciones\\_2018\\_para\\_impresion.pdf](http://coespo.morelos.gob.mx/sites/coespo.morelos.gob.mx/files/PDFS/enero_proyecciones_2018_para_impresion.pdf).
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2014. *Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 234 pp.
- \_\_\_\_\_. 2010. *Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Morelos*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- \_\_\_\_\_. 2012. *El saneamiento del río Apatlaco. De lo crítico a lo sustentable*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 50 pp.
- COLES, J.F. et al. 2012. *The Quality of Our Nation's Waters: Effects of Urban Development on Stream Ecosystems in Nine Metropolitan Study Areas Across the United States*. U.S. Geological Survey Circular, número 1373. U.S. Department of the Interior/U.S. Ecological Survey. EE.UU., 138 pp.
- CONTRERAS-MACBEATH, T. 1990. Algunos aspectos reproductivos de *Notropis boucardi* (Pisces: Cyprinidae). *Universidad, Ciencia y Tecnología*, volumen 1, 33-36 pp.
- \_\_\_\_\_. 2005. *Notropis boucardi*. Monografías de la Biodiversidad Mesoamericana. Red Mesoamericana (REDMESO).
- CONTRERAS-MACBEATH, T. y J.M. Rivas. 2007. Threatened fishes of the world: *Notropis boucardi* (Günther 1868) (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes*, volumen 78, número 3, 287-288 pp.
- CONTRERAS-MACBEATH, T., H. Mojica, J.M. Rivas e I. Preciado. 2016. Re-introduction of the Morelos minnow in the “Barranca de Chapultepec” protected area, Cuernavaca, Morelos, Mexico. 25-29 pp. En Soorae, P.S. (editor), *Global Reintroduction Perspectives: 2016. Case-studies from around the globe*. Catorceava edición. International Union for Conservation of Nature/Species Survival Commission Reintroduction Specialist Group/Environment Agency-Abu Dhabi. Gland, Suiza.
- CONTRERAS-MACBEATH, T., L. González-Flores y L. Fuentes Vargas. 2020. Estrategia para la conservación de especies prioritarias. En *La biodiversidad en Morelos, Estudio de estado 2*. Volumen III. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 307-315 pp.
- DEARBORN, D.C. y S. Kark. 2010. Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation Biology*, volumen 24, número 2, 432-440 pp.
- DOBSON, M., A.M. Magana, J. Lancaster, y J.M. Mathooko. 2007. Aseasonality in the abundance and life history of an ecologically dominant freshwater

- crab in the Rift Valley, Kenya. *Freshwater Biology*, volumen 52, número 2, 215-225 pp.
- FLORES-ARMILLAS, V.H., F. Jaramillo-Monroy, D.F. Ospina-Rojas, J.A. Guevara-Martínez, O. Pohle-Morales (editores). 2018. *Programa de Manejo y Gestión Comunitaria del Agua y el Territorio de la Microcuenca "Barranca Chalchihuapan"*. Fundación Biosfera del Anáhuac, A.C./Reconcilia, A.C./Fundación Doster, A.C./Fundación Gonzalo Río Arronte, I.A.P./Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología/Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación-Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México.
- GAME, E.T., P. Kareiva y H.P. Possingham. 2013. Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting. *Conservation Biology*, volumen 27, número 3, 480-485 pp.
- GARCÍA-BARRIOS, R., F. Jaramillo-Monroy, C. López-Miguel y C. Galindo-Pérez. 2007. *El patrimonio natural y cultural de las cuencas de los ríos Apatlaco y Tembembe, entre los Estados de Morelos, México y el Distrito Federal, México*. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias-Universidad Nacional Autónoma México. México, 18 pp.
- GARCÍA-BARRIOS, R. 2013. La disputa por el territorio y su ordenamiento en Cuernavaca (segunda parte). *Cultura y Representaciones Sociales*, volumen 7, número 14, 67-99 pp.
- GEM (Gobierno del Estado de Morelos). 2016. Acuerdo por el que se publica el resumen del Programa de Manejo del Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec. Publicado el 10 de agosto del 2016 en el *Periódico Oficial "Tierra y Libertad"*. Texto vigente.
- \_\_\_\_\_. 2009. Resumen del Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Municipio de Cuernavaca. Publicado el 1 de mayo del 2009 en el *Periódico Oficial "Tierra y Libertad"*. Texto vigente.
- GONZÁLEZ-FLORES, L. 2012. Construcción de acuerdos sociales en torno a la gestión del agua en la microcuenca Jiutepec, Morelos. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México.
- HARRISON, I., R. Abell, W. Darwall, M.L. Thieme, D. Tickner y I. Timboe. 2018. The freshwater biodiversity crisis. *Science*, volumen 362, número 6421, p. 1369.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2007. *Plan estratégico para la recuperación ambiental de la cuenca del río Apatlaco. Jiutepec, Morelos*. Fundación Gonzalo Río Arronte. Recuperado desde: <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2014/05/plan-cuenca-del-rio-apatlaco.pdf>

- International Union for Conservation of Nature/Species Survival Commission. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. International Union for Conservation of Nature/Species Survival Commission. Gland, Suiza.
- IRWIN, A. 2018. No PhDs needed: how citizen science is transforming research. *Nature*, volumen 562, 480-482 pp.
- LÓPEZ-LÓPEZ, E. y A.M. Hansen. 2013. Determinación del estado de salud e indicadores biológicos para la evaluación de la recuperación del río Apatlaco. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- MACKERRON, G. y S. Mourato. 2013. Happiness is greater in natural environments. *Global Environmental Change*, volumen 23, número 5, 992-1000 pp.
- MAGALHÃES, C. 2000. Diversity and abundance of decapod crustaceans in the Rio Negro Basin, Pantanal, Mato Grosso Do Sul, Brasil. 56-62 pp. En Willink, P.W., B. Chernoff, L.E. Alonso, J.R. Montambault y L. Lourival (editores), *A Biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil*. RAP Bulletin of Biological Assessment, 18. Washington, EE.UU.
- MARTÍNEZ, L.A.L. 1996. Impacto de las descargas de aguas residuales sobre la calidad bacteriológica del agua de la barranca "El Chiflón de los Caldos", en la Ciudad de Cuernavaca, Morelos. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México, 53 pp.
- MORENO-MATEOS, D., M.E. Power, F.A. Comín y R. Yockteng. 2012. Structural and functional loss of restored wetland ecosystems. *Plos Biology*, volumen 10, p. e1001247.
- MORENO-MATEOS, D. 2014. Restauración de Humedales Continentales. Lección 3.2. *Restauración de ecosistemas y servicios ambientales*. Edición del 2014. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas/Instituto de Ecología, A.C./El Colegio de la Frontera Sur.
- ORR, D.W. 2002. Political economy and the ecology of childhood. 279-303 pp. En P.H. Kahn y S.R. Kellert (editores), *Children and nature: psychological, sociological, and evolutionary investigations*. MIT Press. Cambridge, Massachusetts, EE.UU.
- Periódico Oficial "Tierra y Libertad". 2009. Acuerdo ACOO4/SO/16-XII 8/334ACO04/SO/16-XII-08/334. Número 4690.
- PRECIADO C.I. 2012. Análisis de la distribución y algunos aspectos poblacionales de *Notropis boucardi* (Cyprinidae) en las Barrancas de Cuernavaca, Morelos, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México, 91 pp.

- \_\_\_\_\_. 2014. Reintroducción de *Notropis boucardi* (Cyprinidae) en el Área Natural Protegida Estatal Barranca de Chapultepec, Morelos, México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México.
- Ramsar (Secretaría de la Convención de Ramsar). 2010. *Constancia de designación de Sitio Ramsar*. Recuperado el 15 de marzo del 2017 desde: [http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/sitios/cert\\_ramsar/1933.pdf](http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/sitios/cert_ramsar/1933.pdf)
- RATHBUN, M.J. 1893. Descriptions of new species of American fresh-water crabs. *Proceedings of the United States National Museum*, volumen 16, número 959, 649-661 pp.
- REVENGA, C., J. Brunner, N. Henninger, K. Kassem y R. Payne. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems*. World Resources Institute. Washington, D.C., EE.UU., 78 pp.
- REID, G. McG., T. Contreras-MacBeath y K. Csáti. 2013. Global challenges in freshwater-fish conservation related to public aquariums and the aquarium industry. *International Zoo Yearbook*, volumen 47, número 1, 6-45 pp.
- RIVAS, G.J.M. 2008. Conservación del Humedal Hueyapan, hábitat de *Notropis boucardi* mediante el Manejo Integral de la Microcuenca Jiutepec en el estado de Morelos. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México.
- RODRÍGUEZ, G., y C. Magalhães. 2005. Recent advances in the biology of the Neotropical freshwater crab family Pseudothelphusidae (Crustacea, Decapoda, Brachyura). *Revista Brasileira de Zoologia*, volumen 22, número 2, 354-65 pp.
- ROSAS-FLORES, C.J. 2013. Filogeografía y variación genética de las poblaciones de *Notropis boucardi* y *Notropis moralesi* del estado de Morelos. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México, 37 pp.
- ROY, A.H., B.J. Freeman y M.C. Freeman. 2007. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. *Landscape Ecology*, volumen 22, 385-402 pp.
- ROY, A.H. *et al.* 2016. Urbanization and stream ecology: diverse mechanisms of change. *Freshwater Science*, volumen 35, número 1, 272-277 pp.
- RUIZ-PICOS, R.A., J.E. Sedeño-Díaz y E. López-López. 2016. Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México. *Hidrobiológica*, volumen 26, número 3, 443-458 pp.

- RUIZ-PICOS, R.A., B. Kohlmann, J.E. Sedeño-Díaz y E. López-López. 2017. Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, volumen 14, número 9, 1835-1852 pp.
- SCHÖNHUTH, S. y I. Doadrio. 2003. Phylogenetic relationships of Mexican minnows of the genus *Notropis* (Actinopterygii, Cyprinidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, volumen 80, número 2, 323-337 pp.
- SDS/UAEM (Secretaría de Desarrollo Sustentable/Universidad Autónoma del Estado de Morelos). 2017. *Plan de Recuperación Integral de la Barranca Chalchihuapan*. Inédito.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 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 conclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. En *Diario Oficial de la Federación*, 30 de diciembre del 2010. Recuperado el 5 de junio del 2019 desde: <http://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm>
- VÍVEROS-GUARDADO, D.A., T. Contreras-MacBeath, E. Arce-Uribe y E.C. Paniagua-Domínguez. 2018. Evaluación del estado de conservación del cangrejito barranqueño *Pseudothelphusa dugesi* (Rathburn, 1983). *Resúmenes del XXII Congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación*. Ciudad de Panamá, Panamá, p. 68.
- YEO, D.C.J., P.K.L. Ng, N. Cumberlidge, C. Magalhães, S.R. Daniels y M.R. Campos. 2008. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia*, volumen 595, número 1, 275-286 pp.

MANEJO Y CONSERVACIÓN DE AVES,  
ROEDORES Y MURCIÉLAGOS EN PAISAJES  
AGROPECUARIOS PERMANENTES  
EN SIERRA DE HUAUTLA, MORELOS

CRISTINA MARTÍNEZ-GARZA<sup>\*</sup>  
MARCELA OSORIO-BERISTAIN<sup>\*\*</sup>  
DAVID VALENZUELA-GALVÁN<sup>\*\*</sup>  
RAÚL E. ALCALÁ-MARTÍNEZ<sup>\*\*</sup>  
EDITH RIVAS-ALONSO<sup>\*\*\*</sup>

RESUMEN

Las selvas estacionales han sido escenario de las principales civilizaciones del mundo. Donde antes había grandes extensiones de selva, ahora existen paisajes que son mosaicos con áreas agropecuarias permanentes, fragmentos de selva y áreas urbanas. Con el objetivo de evaluar la recuperación de la diversidad y la función de este ecosistema, en el 2006 establecimos un experimento de largo plazo donde excluimos la perturbación por ganadería extensiva (intervención mínima) y enriquecimos la comunidad vegetal con árboles de la selva madura (intervención máxima). Bajo la hipótesis de que la recuperación de la vegetación en los tratamientos experimentales podría contribuir a la conservación y/o recuperación de los animales asociados a este ecosistema, censamos aves, roedores y murciélagos frugívoros en estos dos ni-

---

<sup>\*</sup> Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Avenida Universidad 1001, Chamilpa, C.P. 62209, Cuernavaca, Morelos, México. Autora de correspondencia: cristina.martinez@uaem.mx

<sup>\*\*</sup> Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

<sup>\*\*\*</sup> Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos.

veles de intervención. La riqueza de aves aumentó en los hábitats enriquecidos, aunque su percepción de riesgo de depredación no cambió. Además, la riqueza y abundancia de roedores se vio favorecida por la intervención, mientras que se registró que la comunidad de murciélagos frugívoros se mueve libremente en todo el paisaje agropecuario. Nuestros resultados sugieren que es necesario: 1) aumentar el área de cobertura vegetal y establecer corredores entre áreas más grandes de selva excluidas del ganado, y 2) implementar zonas con menor actividad humana.

## INTRODUCCIÓN

En México, la selva estacionalmente seca (*sensu* Dirzo *et al.*, 2011) o selva baja caducifolia (*sensu* Rzedowski, 2006) presenta altas tasas de deforestación y conversión debido a las actividades antropogénicas. La antropización de este ecosistema ha generado una serie de problemas que se relacionan de manera compleja, pues donde antes había grandes extensiones de selva, ahora existen mosaicos de áreas agropecuarias, fragmentos de selva y áreas urbanas, ejemplo de ello es que en 1990 sólo el 27% del área original cubierta por este ecosistema permanecía intacto (Trejo y Dirzo, 2000; Foto 1). En este ecosistema, las áreas dedicadas a la ganadería extensiva sufren una marcada reducción en la riqueza de árboles (Quesada *et al.*, 2011) y pueden desarrollar una selva secundaria dominada por especies con frutos secos dispersados por viento (Martínez-Garza *et al.*, 2011). La antropización disminuye la diversidad de árboles y cambia su composición.

La antropización también afecta a las especies nativas de fauna silvestre. Las actividades humanas cambian la forma como la fauna usa los hábitats disponibles (por ejemplo, Orea-Gadea, 2010; De Santis *et al.*, 2018) y dicha modificación altera también la abundancia local y disminuye la conectividad entre las poblaciones (por ejemplo, Rojas-Martínez y Soriano-Varela, 2018). Además, la variación en la estructura de la vegetación puede transformar las interacciones entre plantas y animales, como la herbivoría (Juan-Baeza *et al.*, 2015; Mariano *et al.*, 2018) y la dispersión de semillas (Martínez-Garza *et al.*, 2011). El proceso de antropización en la selva estacional afecta todos los procesos ecosistémicos que mantienen su biodiversidad.



Foto 1

Paisaje antropizado (áreas de cultivo y fragmentos de selva)  
en El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos.

Fotografía de David Valenzuela-Galván

El establecimiento de áreas naturales protegidas (ANP) es una estrategia cuyo objetivo principal es la conservación y restauración de los hábitats naturales y su diversidad biológica (Locke y Dearden, 2005). Además, las ANP albergan comunidades humanas que usan los recursos naturales para su subsistencia (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995). Por otra parte, se reconoce que las ANP en Latinoamérica enfrentan una serie de retos, como: 1) recursos limitados para su mantenimiento, 2) uso no sustentable de la biodiversidad, 3) introducción de especies exóticas y 4) fragmentación y contaminación (Leisher *et al.*, 2013; Rodríguez-Jorquera *et al.*, 2016). Estos problemas obstaculizan la efectividad de las ANP para cumplir con su objetivo principal.

La Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH), al sur de Morelos, protege una de las áreas más grandes de selva estacionalmente seca en el centro de México (Foto 2). De acuerdo con su Programa de Manejo y Conservación, en esta reserva y en su área de influencia habitan aproximadamente 22 mil personas en 31 comunidades, cuya actividad económica principal es la agropecuaria (CONANP, 2005). Los objetivos generales de la REBIOSH buscan la coexistencia de los pobladores con la conservación de los hábitats naturales. Entre

las estrategias de conservación de esta ANP se incluye el que los pobladores se vean beneficiados con fondos federales para la implementación de actividades productivas sustentables, así como de manejo y conservación. Al momento del decreto como ANP, el 22% del área se caracterizó como selva estacional perturbada y el 0.30% como área sin vegetación (CONANP, 2005). Así, una de las estrategias de manejo con mayor impacto ha sido el establecimiento de acciones de restauración ecológica.



Foto 2

Área conservada en El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos.

Fotografía de David Valenzuela-Galván

La restauración ecológica se define como el conjunto de acciones encaminadas a la recuperación de la biodiversidad y la función en un ecosistema que ha sido dañado o destruido (SERI, 2006). Para atender esta problemática, en la REBIOSH a partir del 2006 se implementó un proyecto de restauración ecológica experimental de largo plazo, bajo el cual se establecieron parcelas experimentales permanentes en terrenos de la comunidad de El Limón de Cuauchichinola (Martínez-Garza *et al.*, 2011; Foto 3). En estas parcelas se han estudiado los procesos de regeneración natural y asistida, midiendo la recuperación de las poblaciones de plantas y animales. Las parcelas localizadas en áreas dedicadas

a la ganadería extensiva se cercaron para excluir el efecto de esta actividad productiva y medir la sucesión natural, lo que se considera una intervención mínima de restauración (Martínez-Garza *et al.*, 2016). Adicionalmente, el diseño experimental incluye el establecimiento de especies de árboles nativos que fueron plantadas en la mitad de las exclusiones, lo que se considera una intervención máxima de restauración (Martínez-Garza *et al.*, 2016). En este proceso, la participación de los pobladores de la comunidad ha sido crucial, al permitir el trabajo de investigación en las parcelas y colaborar en su monitoreo (Foto 4).



Foto 3

Parcela de restauración, área excluida de la ganadería extensiva con plantaciones de restauración de seis años en El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos. Fotografía de David Valenzuela-Galván



Foto 4

Pobladores de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, durante una asamblea para conocer los resultados parciales del proyecto de restauración. Fotografía de Cristina Martínez-Garza

Bajo la hipótesis de que la recuperación de la vegetación contribuye a la conservación y/o recuperación de los animales asociados a este ecosistema, lo que a su vez podría contribuir a acelerar el proceso de regeneración de la selva estacional, evaluamos las comunidades de aves, roedores y murciélagos en los dos niveles de intervención. Los grupos de animales fueron elegidos en función del rol que juegan en este ecosistema como mutualistas (polinizadores y dispersores de semillas) y depredadores (Howe y Westley, 1988). En particular, considerando que la cobertura vegetal provee de refugio y alimento, se esperaba que el incremento de la cobertura vegetal en las parcelas experimentales:

- i) Modificara la conducta de las aves en términos de su reacción ante la presencia de un depredador potencial en las parcelas excluidas (mayor percepción de seguridad), en comparación con las áreas perturbadas por la ganadería extensiva.
- ii) Aumentara la riqueza, abundancia y biomasa de roedores en las parcelas excluidas, en comparación con las áreas perturbadas por la ganadería extensiva.
- iii) Aumentara la riqueza y abundancia de murciélagos en las parcelas excluidas, en comparación con las áreas perturbadas por la ganadería extensiva.

## MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDIO

La comunidad de El Limón de Cuauchichinola se localiza en el municipio de Tepalcingo, al sur del estado de Morelos, dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH; Figura 1). Las coordenadas extremas de la REBIOSH son 18° 20' 10", 18° 34' 20" N y 98° 51' 20", 98° 08' 15" O, y el lugar presenta un rango altitudinal que va de 700 a 2,200 m s.n.m. (CONANP, 2005). El clima en esta región es Awo"(w)(i)g, que corresponde a cálido subhúmedo (el más seco de los subhúmedos), con régimen de lluvias de verano y canícula, porcentaje de lluvia invernal menor de 5%, isotermal y con una oscilación de las temperaturas medias mensuales de 7 a 14 °C. La precipitación promedio anual (basada en datos del periodo entre 1980 y 2001) es de 840 mm y la temperatura anual promedio es de 24.5 °C (CONANP, 2005). La estacionalidad climática es muy marcada, la temporada de lluvias dura cinco meses (entre

mayo y septiembre se acumula en promedio más del 85% de la precipitación anual) y la temporada seca va de finales de octubre a mediados de abril. El tipo de vegetación principal en la reserva es la selva estacionalmente seca (Dirzo *et al.*, 2011), caracterizada por la dominancia de especies arbóreas que tienen hojas sólo durante la temporada de lluvias (Rzedowski, 2006). La altura promedio de los árboles en este ecosistema varía de 5 a 15 m y sus troncos rara vez sobrepasan los 50 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP; Rzedowski, 2006). Los tipos de suelo dominantes son feozem háplico y regosol éutrico, y los litosoles son dominantes en los cuerpos montañosos (INEGI, 1981). En la REBIOSH se ha registrado un total de 939 especies nativas de plantas vasculares incluidas en 478 géneros y 130 familias, y las familias con mayor número de especies son Fabaceae, Poaceae, Asteraceae y Burseraceae (CONANP, 2005).

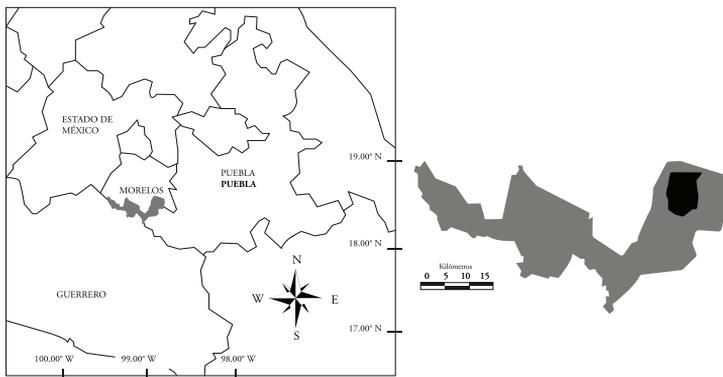


FIGURA 1

Ubicación de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos, México (izquierda). El color gris representa el polígono de la Reserva, mientras que el color negro representa la localidad de El Limón de Cuauchichinola, donde se encuentra el área de estudio (derecha). Elaborado por David Valenzuela

Esta ANP se considera una zona prioritaria de conservación de aves (CONABIO, 2002). La REBIOSH tiene una riqueza de más de 170 especies de aves (42 familias, 17 órdenes), de las cuales el 13% es endémico de México y el 14% tiene algún estatus de protección bajo la ley mexicana (Ramírez-Albores y Ramírez-Cedillo, 2002). La riqueza de quirópteros registrada en la REBIOSH es de

41 especies (Orozco-Lugo *et al.*, 2014). En El Limón de Cuauchichinola se reportan 29 especies de murciélagos, de las cuales nueve comen frutos: *Artibeus hirsutus*, *Artibeus jamaicensis*, *Artibeus tolteca*, *Sturnira parvidens* (antes en *lilium*), *Sturnira hondurensis* (antes en *ludovici*), *Anoura geoffroyi*, *Choeronycteris mexicana*, *Glossophaga soricina* y *Leptonycteris curasoae* (Rhodes, 2005). La riqueza de especies de roedores registrados en la zona incluye 11 especies: dos de ardillas (*Sciurus aureogaster* y *Ottospermophilus variegatus*) y nueve de ratas y ratones (*Hodomys halleni*, *Oligoryzomys fulvescens*, *Reithrodontomys fulvescens*, *Reithrodontomys megalotis*, *Sigmodon hispidus*, *Liomys irroratus* [el género *Liomys* ahora es reconocido como *Heteromys*; Ramírez-Pulido *et al.*, 2014], *Baiomys musculus*, *Peromyscus levipes* y *Peromyscus melanophrys*; García-Estrada *et al.*, 2002; CONANP, 2005). Las últimas cuatro especies representan del 93 al 98% de las capturas totales en muestreos que se han llevado a cabo en la zona (Cadena-Salgado, 2003; García-Estrada *et al.*, 2002).

#### DISEÑO EXPERIMENTAL

En 2006 se eligieron 14 parcelas de 50 × 50 m en áreas aledañas a la localidad de El Limón de Cuauchichinola, que tiene un mosaico de hábitats en un paisaje agropecuario permanente que incluye selva conservada, secundaria, áreas de cultivo (De León-Ibarra, 2005) y bosque ripario (Rivas-Alonso 2015). Once de las parcelas seleccionadas tienen una historia de manejo similar: la vegetación en estas áreas fue talada hace > 25 años para su uso en la agricultura por algunos años, hasta que las abandonaron (Gerardo Pacheco, habitante de la localidad, comunicación personal); debido a lo anterior, durante la época de lluvias, el ganado entra a alimentarse de la vegetación secundaria. Tres parcelas aún están bajo este régimen de perturbación crónica a causa de la ganadería extensiva y la extracción de productos naturales; estas parcelas serán llamadas, de ahora en adelante, “hábitat perturbado” (Martínez-Garza *et al.*, 2011). Las parcelas experimentales fueron excluidas desde el 2006 y forman parte del proyecto “Restauración de la diversidad biológica en sitios perturbados de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla”. La exclusión del ganado se realizó en ocho parcelas mediante una cerca de postes de madera y cuatro líneas de alambre de púas; a partir del 2010 se instaló también una cerca eléctrica alrededor de cada parcela. No hubo ningún manejo posterior en cuatro de estas parcelas excluidas, las cuales serán llamadas, de ahora en adelante, “hábitat excluido”.

Por su parte, en las restantes cuatro parcelas excluidas, en junio del 2006 se sembraron 560 plantas de 20 especies de árboles nativos (Carrasco-Carballido y Martínez-Garza, 2011). De las especies sembradas, 18 son dominantes en la selva más conservada, dos son consideradas de sucesión temprana, mientras que otras ocho producen fruta carnosas (para más detalle, consultar Carrasco-Carballido y Martínez-Garza, 2011). Estas parcelas serán llamadas, de ahora en adelante, “hábitat plantación”. Finalmente, se seleccionaron tres parcelas en áreas en buen estado de conservación, las cuales serán llamadas, de ahora en adelante, “hábitat conservado” (ver Martínez-Garza *et al.*, 2011). La vegetación en estas áreas conservadas nunca ha sido talada, pero la comunidad extrae algunos recursos para su consumo (Belinda Maldonado, comunicación personal; Gerardo Pacheco, comunicación personal). Las parcelas del hábitat conservado no están excluidas; estas áreas tienen una baja frecuencia de entrada de ganado ( $< 1$  cabeza/ha; Belinda Maldonado, comunicación personal; Gerardo Pacheco, comunicación personal).

La vegetación (hierbas y árboles) se ha monitoreado en todos los hábitats. La comunidad de hierbas fue evaluada en agosto del 2008, 32 meses después de haber sido establecidas las exclusiones; el hábitat excluido tuvo en promedio el doble de especies de hierbas ( $3.9 \pm 1.1$  sp/m<sup>2</sup>) que el hábitat conservado ( $1.9 \pm 1.1$  sp/m<sup>2</sup>), mientras que el hábitat perturbado tuvo una riqueza de hierbas similar a la del hábitat excluido ( $3.6 \pm 1.1$  sp/m<sup>2</sup>). Por otro lado, los hábitats perturbado y excluido tuvieron una riqueza de hierbas estadísticamente similar y significativamente mayor a la registrada en el hábitat conservado (De la O-Toris *et al.*, 2012). El hábitat excluido tuvo tres veces más biomasa de herbáceas ( $95.96 \pm 1.2$  g/m<sup>2</sup>) que el hábitat perturbado ( $22.41 \pm 1.3$  g/m<sup>2</sup>) y el conservado ( $28.79 \pm 1.3$  g/m<sup>2</sup>), mientras que en estos dos últimos, la biomasa de hierbas fue estadísticamente similar (De la O-Toris *et al.*, 2012). Los datos del censo de leñosas del 2011 (árboles de  $\geq 2.5$  cm de DAP; promedio  $\pm$  EE) mostraron una densidad de  $3,300 \pm 67$  árboles/ha de 30 especies en el hábitat conservado. Asimismo, la densidad en el hábitat perturbado fue de  $600 \pm 8.01$  árboles/ha de 28 especies y en el hábitat plantación fue de  $1800 \pm 8.01$  árboles/ha de 23 especies, sin incluir los árboles plantados. Finalmente, la densidad en el hábitat excluido fue de  $1700 \pm 23.00$  árboles/ha de 28 especies. La regeneración de avanzada, que se refiere a los juveniles de leñosas de  $\geq 20$  cm de altura, se censó en 2011 y 2012. En el hábitat plantación se registró la mayor densidad ( $0.87 \pm 0.75$  juveniles/m<sup>2</sup>/año) y la mayor riqueza ( $0.075 \pm 0.02$  sp/m<sup>2</sup>), seguido del hábitat excluido ( $0.51 \pm 0.14$  juveniles/m<sup>2</sup>/año,  $0.068 \pm 0.007$

sp/m<sup>2</sup>, densidad y riqueza, respectivamente) y del conservado (0.11 juveniles/m<sup>2</sup>/año, 0.050 ± 0.01 sp/m<sup>2</sup>, densidad y riqueza, respectivamente). A su vez, el hábitat perturbado tuvo los valores más bajos de densidad (0.10 ± 0.06 juveniles/m<sup>2</sup>/año) y riqueza (0.01 ± 0.0001 sp/m<sup>2</sup>; Martínez-Pérez, 2014).

## MUESTREO Y ANÁLISIS DE DATOS

### AVES

De las 31 especies pertenecientes a 11 familias encontradas en el sitio de estudio (ver Martínez Garza *et al.*, 2011) se seleccionaron tres especies con los criterios de ser abundantes, residentes y de talla mediana, para evaluar el efecto de la intervención de restauración en la percepción de las aves a ser depredadas (Osorio-Beristain *et al.*, 2018). La distancia inicial de vuelo (*i.e.* distancia a la que el ave inicia el vuelo al acercarse un posible depredador) se midió como variable de respuesta y el depredador fue simulado por la caminata de un humano acercándose al ave. La distancia inicial de vuelo se comparó entre el hábitat perturbado y el hábitat restaurado (que incluyó tres parcelas del hábitat plantación y tres parcelas del hábitat excluido), y entre las tres especies de aves. Los efectos del hábitat y de la identidad del ave como variables nominales, y de la distancia de inicio (*i.e.* distancia entre el intruso humano y el ave, una vez detectada) como covariable se evaluaron con análisis de covarianza. Los modelos iniciales incluyeron las interacciones entre la covariable y el efecto del hábitat, así como entre la covariable y la especie de ave (Osorio-Beristain *et al.*, 2018).

### ROEDORES

En cada muestreo se estableció una gradilla de 30 trampas Sherman por sitio y en cada fecha de muestreo se trapeó cada sitio por dos noches consecutivas. Los sitios muestreados fueron cuatro parcelas del hábitat plantación, cuatro del excluido y las tres del hábitat perturbado establecidas originalmente, más una adicional que se seleccionó para balancear el número de parcelas por hábitat. Los muestreos de roedores iniciaron en 2008: entre 2008 y 2010 se hicieron cuatro muestreos por año, dos en cada estación, y entre 2011 y 2012 se

hicieron dos muestreos, uno por periodo estacional. Aquí se analizan los datos de 12 muestreos realizados entre 2008 y 2012. En cada muestreo se obtuvieron las medidas morfométricas y la identidad específica de los roedores capturados por parcela, y éstos fueron marcados mediante ectomización de falanges para permitir su identificación individual en muestreos subsecuentes (Cadena-Salgado, 2003). De cada muestreo se determinó el total de capturas por parcela, así como de especies y de capturas por especie por parcela. Del mismo modo, evaluamos esos datos en todos los muestreos por hábitat con tres niveles: excluido, plantación y perturbado. Los datos se evaluaron mediante Análisis de Varianza (ANOVA), buscando su normalización mediante transformación logarítmica cuando fue necesario.

## MURCIÉLAGOS

Para el censo de murciélagos se eligieron nueve parcelas por hábitat: i) tres del hábitat perturbado, ii) tres del hábitat plantación y iii) tres del hábitat conservado. El hábitat excluido no se tomó en cuenta para este estudio porque se buscaba contrastar la intervención máxima de restauración (hábitat plantación) con los hábitats perturbado y conservado. Los muestreos se llevaron a cabo en fechas con luna nueva y coincidiendo con los periodos de mayor producción de fruta carnosa en la región (De León-Ibarra, 2005): uno a finales del periodo seco y otro a mediados de la temporada lluviosa. En cada parcela se realizaron tres muestreos en la temporada lluviosa (agosto y octubre del 2012 y julio del 2013) y cuatro muestreos en la temporada seca (noviembre del 2012 y marzo, abril y mayo del 2013). Aquí se muestran los resultados de los murciélagos frugívoros.

La riqueza se midió como el número total de especies de murciélagos frugívoros presentes por parcela y la abundancia se calculó como el número de individuos por unidad de área ( $m^2$ ). La riqueza y abundancia de murciélagos no presentaron una distribución normal, por lo que se analizaron mediante Modelos Lineales Generalizados (GLM), definiendo una distribución Poisson del error. Los tres factores considerados para este análisis fueron: a) hábitat con tres niveles (conservado, plantación y perturbado), b) temporada con dos niveles (lluvias y secas) y c) nivel de frugivoría con dos niveles (obligada y facultativa).

## RESULTADOS

## AVES

En el modelo saturado del ANCOVA, la distancia inicial de vuelo (promedio  $\pm$  1 EE) en el hábitat restaurado ( $10.54 \pm 0.74$  m) y la del perturbado ( $11.1 \pm 0.87$  m) no difirieron estadísticamente. En el modelo más simple se encontró un efecto significativo en la identidad de las especies ( $F_{(2)} = 3.08$ ,  $P = 0.04$ ). La comparación de medias (prueba honesta de Tukey) mostró que los valores promedio para *Icterus pustulatus* ( $2.17 \pm 0.93$ ) (Foto 5) y *Columbina inca* ( $13.38 \pm 1.05$ ) no difirieron entre ellos, pero sí con el de *Centurus chrysogenys* ( $8.73 \pm 0.71$ ). La covariable tuvo un efecto positivo ( $\beta \pm 1$  EE =  $0.048 \pm 0.015$ ) y significativo ( $F_{(1)} = 10.75$ ,  $P = 0.0014$ ) sobre la distancia de vuelo inicial, no así el término de interacción ( $F_{(2)} = 0.65$ ,  $P = 0.52$ ).



Foto 5

*Icterus pustulatus* forrajeando en El Limón de Cuauichinola,  
Sierra de Huautla, Morelos. Fotografía de Gregory Charre

## ROEDORES

En general, la riqueza, abundancia y biomasa de roedores se vieron favorecidas por la intervención de restauración. El total de capturas (capturas y recapturas) utilizado como un indicador de la biomasa en esos 12 muestreos fue de 642, de las cuales 600 (93.4%) correspondieron a las ocho parcelas bajo intervención de restauración (hábitat excluido y plantación) y 42 a las parcelas del hábitat perturbado. Al calcular el total de capturas por parcela y hábitat se capturaron en promedio  $75.3 \pm 12.23$  ratones ( $\pm$  EE) en las ocho parcelas bajo intervención de restauración:  $62.7 \pm 13.26$  ratones en el hábitat plantación,  $88 \pm 17.9$  ratones en el hábitat excluido y  $11 \pm 5.2$  ratones en el hábitat perturbado. En el periodo analizado (entre el 2008 y el 2012), seis especies de ratones fueron registradas en el hábitat restaurado (excluido y plantación) y cinco en el hábitat perturbado. En el hábitat restaurado, tres especies (*Liomys irroratus* [Foto 6], *Baiomys musculus* [Foto 7] y *Reithrodontomys fulvescens* [Foto 8]) representaron el 87% de las 600 capturas, mientras que en el hábitat perturbado sólo una especie (*Peromyscus melanophrys*) representó el 77% de las 42 capturas. El muestreo con más capturas acumuladas ocurrió durante la época de secas (abril) del 2010, con 107 capturas, y el muestreo con menos capturas se registró al principio de la época de lluvias (junio) del 2012, con 11 capturas.



Foto 6

*Liomys irroratus* en El Limón de Cuauchichinola,  
Sierra de Huautla, Morelos. Fotografía de David Valenzuela-Galván



Foro 7

*Baiomys musculus* en El Limón de Cuauchichinola,  
Sierra de Huautla, Morelos. Fotografía de David Valenzuela-Galván



Foro 8

*Reithrodontomys fulvescens* en El Limón de Cuauchichinola,  
Sierra de Huautla, Morelos. Fotografía de David Valenzuela-Galván

En promedio, en el hábitat excluido se registraron  $7.33 \pm 0.83$  capturas por evento de muestreo;  $5.17 \pm 0.74$  en el hábitat plantación y  $0.87 \pm 0.15$  en el hábitat perturbado ( $N = 52$  eventos de muestreo por tratamiento). El éxito de captura promedio por parcela y hábitat fue en promedio seis veces mayor en los hábitats bajo intervención de restauración que en el hábitat perturbado, lo que fue particularmente notorio en 2010 (Figura 2). El total de capturas por parcela en cada muestreo se analizó agrupando las parcelas por hábitat (plantación, excluido y perturbado) y el valor promedio de capturas por parcela en cada muestreo difirió significativamente entre hábitats ( $F(2, 14) = 69.42$ ;  $p < 0.001$ ) y años ( $F(3, 14) = 19.35$ ;  $p < 0.001$ ). La prueba *post hoc* reveló que, independientemente del muestreo o de la estacionalidad, en promedio se capturan 1.4 veces más ratones en el hábitat excluido en un evento de muestreo que en el hábitat plantación ( $t = 0.005$ ), así como de 5.9 a 8.4 veces más ratones en cualquiera de los hábitats intervenidos que en el hábitat perturbado ( $t < 0.0000$ ). Al considerar cada año de muestreo, encontramos que la captura promedio por parcela en cada muestreo es mayor en el hábitat excluido que en el perturbado. Pruebas *post hoc* indican que la captura promedio por muestreo, independientemente del tratamiento, no difiere entre 2008, 2009 y 2012 ( $t > 0.05$ ), ni entre 2010 y 2011 ( $t = 0.10$ ), y que fue mayor en 2010 que en 2008, 2009 o 2012 ( $t < 0.005$ ).

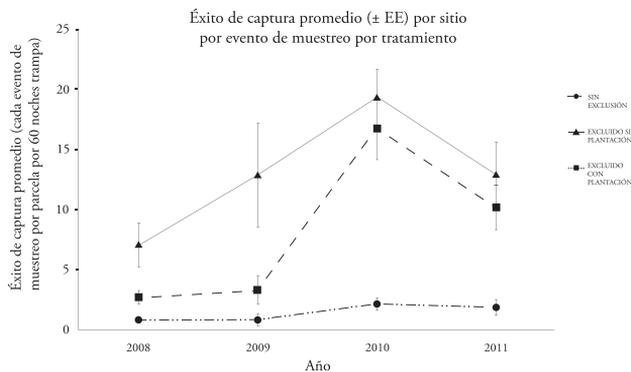


FIGURA 2

Éxito de captura promedio de roedores del 2008 al 2011 por parcela por evento de muestreo en tres hábitats (excluido [triángulos y línea continua], plantación [cuadros y línea punteada] y perturbado [círculos y línea discontinua]) en El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos. Cada evento de muestreo corresponde a 60 noches trampa. Las barras representan errores estándar

## MURCIÉLAGOS

En un total de siete muestreos se obtuvo un esfuerzo de captura de 34,230 m/h/red, donde se capturaron 166 individuos de 18 especies pertenecientes a las familias Phyllostomidae, Mormoopidae y Vespertilionidae. El murciélago más abundante fue el frugívoro *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae), con el 44% del total de las capturas, seguido por el insectívoro *Pteronotus parnellii* (Mormoopidae), con el 19%, y el sanguinívoro *Desmodus rotundus* (Phyllostomidae), con el 10%.

Del ensamble de murciélagos frugívoros se capturó un total de 107 individuos pertenecientes a 10 especies. En el hábitat perturbado se registró el mayor número de capturas de murciélagos frugívoros (44), seguido del hábitat plantación (32) y el hábitat conservado (31). La especie más abundante del ensamble de frugívoros fue *Artibeus jamaicensis*, con 73 individuos, seguido de *Glossophaga commissarisi*, con 12, y *Anoura geoffroyi*, con siete (Cuadro 1).

CUADRO 1

Especies y número de individuos del ensamble de murciélagos por nivel de frugivoría (obligados y facultativos) presentes en los hábitats (conservado [Con], excluido [Exc] y perturbado [Pert]) por temporada (lluvias y secas)

TEMPORADA	LLUVIAS			SECAS		
	Con	Exc	Pert	Con	Exc	Pert
Frugívoros obligados						
<i>Artibeus hirsutus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Artibeus jamaicensis</i>	12	13	19	10	12	7
<i>Artibeus lituratus</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Dermanura azteca</i>	1	1	0	1	0	0
<i>Dermanura tolteca</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Sturnira ludovici</i>	0	1	0	0	0	0
Riqueza	3	3	2	3	1	3
Abundancia	14	14	20	12	12	8

Frugívoros facultativos						
<i>Anoura geoffroyi</i>	1	2	2	1	1	0
<i>Glossophaga commissarissi</i>	0	1	4	3	0	4
<i>Glossophaga morenoi</i>	0	1	1	0	1	1
<i>Glossophaga</i> sp.	0	0	3	0	0	1
Riqueza	1	3	4	2	2	3
Abundancia	1	4	10	4	2	6

En el hábitat perturbado se registró una riqueza de murciélagos frugívoros de  $0.70 \pm 0.18$  sp/m<sup>2</sup> (promedio  $\pm$  EE), en el hábitat conservado fue de  $0.60 \pm 0.69$  sp/m<sup>2</sup> y en el hábitat plantación de  $0.50 \pm 0.64$  sp/m<sup>2</sup>. Por su parte, el GLM no reveló diferencias significativas entre hábitats. En la temporada seca, la riqueza de murciélagos frugívoros ( $0.42 \pm 0.14$  sp/m<sup>2</sup>) fue estadísticamente similar a aquella de la época lluviosa ( $0.48 \pm 0.18$  sp/m<sup>2</sup>). Finalmente, la riqueza de murciélagos frugívoros obligados fue similar ( $1 \pm 0.1$  sp/m<sup>2</sup>) a la de facultativos ( $1 \pm 0.1$  sp/m<sup>2</sup>; Cuadro 2).

CUADRO 2

Análisis de devianza de la riqueza del ensamble de murciélagos frugívoros, con tres factores hábitat (conservado, excluido y perturbado), temporada (Lluvias y secas y nivel de frugivoría (obligados y facultativos). Se incluyen grados de libertad (g.l.), devianza (D) y probabilidad de Chi (Pr [ $>$  Chi])

FACTORES	g.l.	D	Pr ( $>$ Chi)
Devianza total	35	29.007	
Hábitat	33	28.864	0.931
Temporada	32	28.483	0.536
Nivel de frugivoría	31	28.101	0.536
Hábitat*Temporada	29	26.893	0.546
Hábitat*Nivel de frugivoría	27	24.474	0.298
Temporada*Nivel de frugivoría	26	24.461	0.907
Hábitat*Temporada*Nivel de frugivoría	24	23.040	0.491

En el hábitat perturbado registramos la mayor abundancia de murciélagos frugívoros ( $4.40 \pm 1.20$  individuos/m<sup>2</sup>) y en el hábitat conservado, la menor abundancia ( $3.10 \pm 1.20$  ind/m<sup>2</sup>), mientras que el hábitat plantación tuvo valores intermedios ( $3.20 \pm 1.36$  ind/m<sup>2</sup>); la abundancia no fue estadísticamente diferente, de acuerdo con el GLM ajustado. En la temporada seca, la abundancia de murciélagos frugívoros ( $6.10 \pm 1.59$  ind/m<sup>2</sup>) no difirió de la registrada en la época lluviosa ( $7.90 \pm 1.91$  ind/m<sup>2</sup>). Finalmente, la abundancia de murciélagos frugívoros obligados fue significativamente mayor ( $18 \pm 3.7$  ind/m<sup>2</sup>) que la de facultativos ( $8 \pm 3.6$  ind/m<sup>2</sup>;  $\chi^2 = 79.53$ , g.l. = 31,  $P < 0.001$ ; Cuadro 3).

CUADRO 3

Análisis de devianza de la abundancia del ensamble de murciélagos frugívoros, con tres factores hábitat (conservado, excluido y perturbado), temporada (lluvias y secas) y nivel de frugivoría (obligados y facultativos). Se incluyen grados de libertad (g.l.), devianza (D), probabilidad de Chi (Pr [ $>$  Chi])

FACTORES	g.l.	D	Pr [ $>$ Chi]
Devianza total	35	113.206	
Hábitat	33	110.365	0.242
Temporada	32	106.973	0.065
Nivel de frugivoría	31	79.526	0.0001
Hábitat*Temporada	29	76.430	0.212
Hábitat*Nivel de frugivoría	27	71.503	0.085
Temporada*Nivel de frugivoría	26	70.856	0.420
Hábitat*Temporada*Nivel de frugivoría	24	68.752	0.349

## DISCUSIÓN

En este experimento esperábamos que, dado que la cobertura vegetal provee de refugio y alimento a la fauna en la selva estacional, su abundancia incrementaría al excluir el ganado e introducir árboles de la selva conservada. A continuación, discutimos nuestros resultados en cada grupo de fauna evaluado.

### AVES

Contrario a lo que se esperaba, la exclusión de la perturbación no cambió la percepción de seguridad de las aves. En nuestro experimento se midió la distancia inicial de vuelo ante la proximidad de un depredador potencial en el hábitat perturbado (poca vegetación) y en el hábitat restaurado (muchas vegetación), donde se excluyó el ganado, que se consideraba el principal factor de perturbación. En el hábitat perturbado, debido a que hay menos vegetación, se asume que el ave detecta al depredador potencial a mayor distancia e inicia el vuelo antes de que éste se acerque más (Whittingham y Karl, 2004). Por otra parte, se asume que una mayor cobertura vegetal dificultará el paso a los depredadores y el ave permitirá un mayor acercamiento (Stankowich y Blumstein, 2005). Aunque se ha notado un aumento en la cobertura de herbáceas (De la O-Toris *et al.*, 2012; Hernández-Flores *et al.*, 2016) y de árboles (Martínez-Pérez, 2014), la estratificación vertical aún no es suficiente para proveer una mayor percepción de seguridad a las aves.

Para esta evaluación usamos una técnica estandarizada donde el humano, al acercarse al ave, funge como un depredador potencial (ver Frid y Dill, 2002). Las parcelas bajo intervención de restauración están rodeadas por áreas sin vegetación, caminos y zonas de cultivo, con una constante presencia humana. Al ser éste un ambiente altamente antropizado, es probable que las aves se hayan habituado al disturbio humano por exposición repetida (ver Stankowich y Blumstein, 2005). Estudios futuros podrían realizarse en las mismas parcelas, una vez que exista una estratificación vertical más desarrollada, y se podrían incluir comparaciones con el hábitat conservado. Sería deseable que en dichos estudios se contara con un mayor número de especies de aves, particularmente insectívoras de follaje.

## ROEDORES

Acorde con lo que se esperaba, la exclusión de la ganadería permitió el aumento de la riqueza, abundancia y biomasa de roedores, en comparación con las áreas perturbadas. Aunque el número total de especies que se detectó en el hábitat bajo restauración fue de sólo una especie más que en el hábitat perturbado, la proporción de individuos por especie fue muy diferente. En el hábitat restaurado (excluido y plantación) se detectó un aumento en la abundancia de especies poco frecuentes en el hábitat perturbado (*Liomys irroratus*, *Baiomys musculus* y *Reithrodontomys fulvescens*). Estos resultados coinciden con otros estudios en la selva estacional, donde se ha detectado un aumento de *Liomys irroratus* y *Baiomys musculus* en hábitats más conservados (Cadena-Salgado, 2003; García-Estrada *et al.*, 2002). Por otra parte, nuestros censos muestran que en el hábitat perturbado hay una baja abundancia de roedores y que, entre ellos, *P. melanophrys* mantuvo su dominancia, con tres cuartas partes del total de capturas. En conclusión, las parcelas bajo intervención de restauración están recuperando una composición de roedores semejante a la registrada en sitios aledaños más conservados.

El aumento en la cobertura de hierbas en las exclusiones de ganado ha favorecido a los roedores. El hábitat excluido presenta un aumento en la disponibilidad de alimento, como herbáceas (De la O-Toris *et al.*, 2012), semillas (Martínez-Garza *et al.*, 2011) e insectos (Juan-Baeza *et al.*, 2015). Así, las parcelas bajo intervención de restauración, pese a ser pequeñas (50 × 50 m), funcionan como islas de hábitat más favorable, en comparación con el entorno que se encuentra bajo fuerte presión de forrajeo por ganado; además, estas pequeñas islas de hábitat favorable pueden permitir el establecimiento de subpoblaciones de ratones de diferentes especies. En el contexto de metapoblaciones, nuestras parcelas de restauración pueden favorecer la conservación a nivel local de poblaciones de todas estas especies de ratones; resultados generados a escalas espaciales más amplias muestran que la perturbación en la REBIOSH no ha generado fragmentación de las poblaciones de ratones, mientras que el análisis de las características genéticas de poblaciones de *L. irroratus*, *B. musculus* y *P. melanophrys* no ha revelado subestructura poblacional de los hábitats conservado y perturbado, sino la presencia de poblaciones panmícticas (González, 2010; Vargas *et al.*, 2012; Vega *et al.*, 2017). En conclusión, la exclusión de pequeñas islas de vegetación parece facilitar la recuperación local de subpoblaciones de roedores.

Los roedores tienen diferentes funciones ecológicas. Por ejemplo, *Liomys irroratus* es un granívoro y se sabe que puede depredar o dispersar un número elevado de especies arbóreas (Mason, 2005). Algunas de las especies que *L. irroratus* dispersa son dominantes en el hábitat conservado, por lo que, cuando este ratón se mueve entre hábitats, transporta semillas que permiten que la sucesión natural avance. Por otra parte, *B. musculus* es un herbívoro que consume una gran diversidad de especies de herbáceas nativas y no-nativas (Rivas-Alonso, 2006). La presencia de este ratón en las parcelas de restauración podría contribuir al aumento en la equitatividad de la comunidad de hierbas, ya que al mantener en baja densidad a las competidoras fuertes, incrementa la presencia de otras especies. Este efecto también depende del nivel de intervención; por ejemplo, en el hábitat plantación hay una menor biomasa de hierbas debido a que una mayor densidad de árboles reduce la cantidad de sol que llega al sotobosque. Esta menor biomasa de hierbas puede asociarse a una menor abundancia de roedores en el hábitat plantación, en comparación con el excluido. Resultados similares fueron observados en plantaciones de restauración en la selva húmeda de Veracruz, donde una mayor cobertura arbórea resultó en una disminución de la abundancia de roedores (Howe y Davlantes, 2017). La exclusión de la ganadería permite el aumento en la biomasa de hierbas que favorece a los roedores, de modo que si más adelante el dosel arbóreo se cierra, disminuirán la biomasa de hierbas y la abundancia de roedores.

## MURCIÉLAGOS

Contrario a lo que se esperaba, la riqueza y abundancia de murciélagos no incrementó en el hábitat restaurado, en comparación con el hábitat perturbado. En la selva estacional de Chamela-Cuixmala, Jalisco, se encontró que la riqueza de murciélagos frugívoros fue menor en pastizales, en comparación con estados tempranos, intermedios y tardíos de sucesión (Nassar *et al.*, 2004). Dado que las áreas bajo ganadería extensiva en El Limón de Cuauchichinola representan una selva secundaria bajo perturbación crónica pero no se introducen pastos exóticos como en los pastizales de Chamela, los murciélagos también se encuentran donde el ganado se alimenta. Por otra parte, en Chamela, Jalisco, se registró que la abundancia de murciélagos frugívoros fue mayor en la vegetación riparia (Zarazúa, 2012), mientras que en Sierra de Huautla, el ensamblaje de murciélagos no presentó cambios en diversidad y abundancia

entre hábitats perturbados y otros más conservados (Rhodes, 2005). Nuestros resultados mostraron que, en promedio, había una mayor abundancia de murciélagos frugívoros en el hábitat perturbado. La matriz de vegetación circundante en las parcelas del hábitat perturbado mostró un porcentaje alto de vegetación riparia a diferentes escalas, con respecto a los hábitats conservados y excluidos (Rivas-Alonso, 2015). Aunque en la localidad no se encontraron diferencias en la producción de fruta carnosa entre sitios riparios y laderas (De León-Ibarra, 2005), las zonas riparias parecen proporcionar recursos alimenticios y refugio, sobre todo en la temporada de secas (Zarazúa, 2012). En conclusión, este estudio muestra que aun cuando la zona de estudio está altamente antropizada, la presencia del ganado sin la introducción de pastos exóticos y el mantenimiento de la vegetación a lo largo de los ríos en las áreas perturbadas favorecen el movimiento del ensamble de murciélagos frugívoros en este paisaje.

En este estudio, a pesar de las restricciones ambientales que se presentan en la época seca, la riqueza y abundancia de murciélagos no difirió con la registrada en la época de lluvias. Un estudio en una cronosecuencia en Chamela encontró resultados similares a los nuestros: el ensamble de murciélagos frugívoros no difirió entre temporadas (Ávila-Cabadilla *et al.*, 2009). Otros estudios sí han mostrado diferencias entre estaciones; por ejemplo, en Chamela se reportó una mayor abundancia al final de las secas y al inicio de las lluvias, mientras que en Palo Verde, Costa Rica se encontró una mayor abundancia al inicio de las secas y al inicio de la temporada de lluvias, que corresponden a los picos de fructificación (Stoner, 2005). En la zona de estudio se han registrado frutos carnosos en ambas temporadas (De León-Ibarra, 2005); por ejemplo, las cactáceas producen frutos carnosos durante la época seca y además presentan una densidad similar en áreas perturbadas y conservadas (Arias-Medellin *et al.*, 2014; Foto 9). Nuestros resultados apuntan a que el mosaico de hábitats en este paisaje agropecuario altamente antropizado ha mantenido una disponibilidad de frutos carnosos durante todo el año, lo que permite la presencia de murciélagos en ambas épocas del año. De este modo, los frugívoros podrían tener un recambio en las especies de frutos que consumen dependiendo de la época.



FOTO 9

Frutos de *Pachycereus grandis* en El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos. Fotografía de Jorge Sigala

Finalmente, la abundancia de murciélagos frugívoros obligados fue mayor que la de los facultativos. Este resultado concuerda con lo reportado en la selva estacional de Venezuela, México y Brasil, donde se observó una mayor abundancia de murciélagos obligados, mientras que la riqueza fue similar en murciélagos obligados y facultativos (Nassar *et al.*, 2014). El frugívoro obligado más abundante fue *Artibeus jamaicensis* (73 individuos), lo que concuerda con lo reportado en Chamela (Nassar *et al.*, 2014).

## CONCLUSIONES

El proceso de recuperación natural de los ecosistemas (sucesión ecológica) requiere al menos de la exclusión de la perturbación (intervención mínima de restauración) para llevarse a cabo. En la selva estacional, la sucesión ecológica de la vegetación es lenta debido a un corto periodo de lluvias y, sin el establecimiento de la vegetación, la llegada de la fauna no ocurre. Así, se recomienda la intervención máxima de restauración (plantaciones) para acelerar el establecimiento de un dosel, la llegada de fauna y la recuperación de las funciones del ecosistema relacionadas con las interacciones entre plantas y animales.

La intervención mínima de restauración permitió un aumento en la riqueza, abundancia y biomasa de roedores, mientras que la intervención máxima disminuyó su abundancia debido a que el dosel arbóreo redujo la cobertura de herbáceas. La intervención de restauración no afectó la conducta de escape de las aves, probablemente por su habituación al disturbio. Finalmente, la riqueza y abundancia de murciélagos fue similar bajo intervención de restauración y en sitios perturbados, lo cual probablemente se debió al mosaico de hábitats en este paisaje (*i.e.* bosque ripario) y a la facilidad de movimiento de dichos mamíferos voladores en este paisaje antropizado. Nuestros resultados sugieren que es necesario: 1) aumentar el área de cobertura vegetal, excluyendo del disturbio áreas más grandes y estableciendo corredores entre ellas, y 2) implementar zonas con menor actividad humana. Por último, un mayor número de áreas excluidas de la ganadería y la presencia de corredores tendrán efectos más marcados sobre la fauna que se mueve en la tierra que sobre la fauna voladora, la cual se desplaza con más facilidad en los diferentes hábitats del paisaje.

#### LITERATURA CITADA

- ARIAS-MEPELLÍN, L.A., A. Flores-Palacios y C. Martínez-Garza. 2014. Cacti community structure in a tropical Mexican dry forest under chronic disturbance. *Botanical Sciences*, volumen 92, número 3, 405-415 pp.
- ÁVILA-CABADILLA, L.D., G.A. Sánchez-Azofeifa, K.E. Stoner, M.Y. Álvarez-Añorve, M. Quesada y C.A. Portillo-Quintero. 2012. Local and landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *Plos One*, volumen 7, e35228 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*, volumen 258, número 6, 986-996 pp.
- CADENA-SALGADO, M. 2003. Efectos de la perturbación y estacionalidad en la comunidad de roedores en una selva baja caducifolia en Morelos, México. Tesis de licenciatura. Escuela de Ciencias, Universidad de Las Américas-Puebla. Puebla, México, 98 pp.
- CARRASCO-CARBALLIDO, V. y C. Martínez-Garza. 2011. Recuperación de la biodiversidad con plantaciones de especies nativas en selvas húmedas y secas de México. Tres estudios de caso. 297-305 pp. En Vargas-Ríos, O. y

- S.P. Reyes-B. (editores), *La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- CHAZDON, R.L. y M.R. Guariguata. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, volumen 48, número 6, 716-730 pp.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2005. *Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra Huautla, México*. México.
- DE LA O-TORIS, J., B. Maldonado y C. Martínez-Garza. 2012. Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana. *Botanical Sciences*, volumen 90, 469-480 pp.
- DE LEÓN-IBARRA, M.A. 2005. Fenología de especies de plantas con frutos carnosos y disponibilidad espacial y temporal de este recurso en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla: Implicaciones para los vertebrados. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México, 76 p.
- DE SANTIS, D.L., E. García-Padilla, L.D. Wilson y V. Mata-Silva. 2018. Conservation of herpetofauna in disturbed habitats: perspectives from short-term surveys in the Sierra Madre del Sur, Oaxaca, México. 165-192 pp. En A. Ramírez-Bautista y R. Pineda-Lopez (editores), *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados*. Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados/Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología/Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México.
- DIRZO, R., H.S. Young, H.A. Mooney y G. Ceballos (editores). 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press. Washington, D.C., EE.UU., 392 pp.
- FRID, A. y L.M. Dill. 2002. Human-caused Disturbance Stimuli as a Form of Predation Risk. *Conservation Ecology*, volumen 6, número 1.
- GARCÍA-ESTRADA, C., M.L. Romero-Almaraz y C. Sánchez-Hernández. 2002. Comparison of rodent communities in sites with different degrees of disturbance in deciduous forest of southeastern Morelos, México. *Acta Zoológica Mexicana*, volumen 85, 153-168 pp.
- GÓMEZ-POMPA, A. y R. Dirzo (coordinadores). 1995. *Reservas de la biosfera y otras áreas naturales de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

- GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, I. 2010. Relación entre la perturbación de una selva seca y la estructura genética poblacional de *Liomys irroratus*. Tesis de maestría. Instituto de Ecología/Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México, 70 pp.
- GONZÁLEZ-TOKMAN, D.M., V.L. Barradas, K. Boege, C.A. Domínguez, E. del Val, E. Saucedo y C. Martínez-Garza. 2018. Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Restoration Ecology*, volumen 26, número 4, 642-649 pp.
- HERNÁNDEZ-FLORES, J., M. Osorio-Beristain y C. Martínez-Garza. 2016. Ant foraging as an indicator of Tropical Dry Forest Restoration. *Environmental Entomology*, volumen 45, número 4, 991-994 pp.
- HOWE, H.F. y L.C. Westley. 1988. *Ecological Relationships of Plants and Animals*. Oxford University Press. Nueva York, EE.UU.
- HOWE, H.F. y J. Davlantes. 2017. Waxing and waning of a Cotton Rat (*Sigmodon toltecus*) monoculture in early tropical restoration. *Tropical Conservation Science*, volumen 10, número 1, 1-11 pp.
- JONES, H.P. *et al.* 2018. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, volumen 285, número 1873.
- JUAN-BAEZA, I., C. Martínez-Garza y E. del Val. 2015. Recovering More than Tree Cover: Herbivores and Herbivory in a Restored Tropical Dry Forest. *Plos One*, volumen 10, número 6, p. e0128583.
- LEISHER, C., L.H. Samberg, P. Van Buekering y M. Sanjayan. 2013. Focal areas for measuring the human well-being impacts of a conservation initiative. *Sustainability*, volumen 5, número 3, 997-1010 pp.
- LOCKE, H. y P. Dearden. 2005. Rethinking protected area categories and the new paradigm. *Environmental Conservation*, volumen 32, número 1, 1-10 pp.
- MARIANO, N.A., C. Martínez-Garza y R.E. Alcalá. 2018. Differential herbivory and successional status in five tropical tree species. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 89, número 4, 1107-1114 pp.
- MARTÍNEZ-GARZA, C., M. Osorio-Beristain, R.E. Alcalá, D. Valenzuela-Galván y N.A. Mariano. 2016. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. 385-406 pp. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (editoras), *Experiencias mexicanas en la restauración de ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MARTÍNEZ-GARZA, C., M. Osorio-Beristain, D. Valenzuela-Galván y A. Nicolás-Medina. 2011. Intra and inter-annual variation in seed rain in a

- secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. *Forest Ecology and Management*, volumen 262, número 12, 2207-2218 pp.
- MARTÍNEZ-PÉREZ, A. 2014. Efecto de los tratamientos de restauración ecológica en la regeneración de avanzada en la Selva Baja Caducifolia de la Sierra de Huautla, Morelos, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, México, 95 pp.
- MASON-ROMO, E.D. 2005. Efectos de la perturbación del hábitat y la estacionalidad climática en la dieta de *Liomys irroratus* (Gray, 1868) en una selva seca del sur del estado de Morelos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México, 137 pp.
- NASSAR, J. *et al.* 2013. Fruit-eating bats and birds of three seasonal tropical dry forests in the Americas. 173-220 pp. En Sánchez-Azofeifa, A., J.S. Powers, G.W. Fernandes y M. Quesada (editores), *Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation, and Management*. CRC Press. Florida, EE.UU.
- OREA-GADEA, J. 2010. Efecto de plantaciones mixtas sobre la diversidad herpetofaunística en selva baja caducifolia de Sierra de Huautla, Morelos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México, 45 pp.
- OROZCO-LUGO, C.L., D. Valenzuela-Galván, A. Guillén-Servent, A. Lavalle-Sánchez y A.J. Rhodes-Espinoza. 2014. First record of four bat species for the state of Morelos and new bat records for the Sierra de Huautla Biosphere Reserve, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 85, número 1, 38-47 pp.
- OSORIO-BERISTAIN, M., A. Rodríguez, C. Martínez-Garza y R.E. Alcalá. 2018. Relating flight initiation distance in birds with tropical dry forest restoration. *Zoologia*, volumen 35, 1-7 pp.
- QUESADA, M. *et al.* 2011. Human impacts on pollination, reproduction, and breeding systems in Tropical Forest Plants. 173-194 pp. En Dirzo, R., H.S. Young, H.A. Mooney y G. Ceballos (editores). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press, Washington, D.C., EE.UU., 392 pp.
- RAMÍREZ-ALBORES, J.E. y M.G. Ramírez-Cedillo. 2002. Avifauna de la región oriente de la sierra de Huautla, Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, volumen 73, número 1, 91-111 pp.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. González-Ruiz, A.L. Gardner y J. Arroyo-Cabrales. 2014. List of recent land mammals of Mexico. Special Publications 63. Museum of Texas Tech University. Lubbock, Texas, EE.UU.

- RHODES, A.J. 2005. Estructura y diversidad espacio temporal de la comunidad de murciélagos con relación a gradientes ambientales en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla. Tesis de licenciatura. Escuela de Ciencias, Universidad de Las Américas-Puebla. Puebla, México.
- RIVAS-ALONSO, E. 2015. Lluvia de semillas en un gradiente sucesional con énfasis en dispersión por murciélagos del Bosque Tropical Caducifolio de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en Morelos, México. Tesis de maestría. Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México.
- RODRÍGUEZ-JORQUERA, I.A., P. Siroski, W. Espejo, J. Nimptsch, P.G. Gusso, R. Brasil, C.A. Moraga, M. Mora y G.S. Toor. 2017. Latin American protected areas: Protected from chemical pollution? *Integrated Environmental Assessment and Management*, número 13, número 2, 360-370 pp.
- ROJAS-MARTÍNEZ, A.E. y P. Soriano-Varela. 2018. El puma (*Puma concolor*) en un ambiente antropizado dentro de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. 151-164 pp. En A. Ramírez-Bautista y R. Pineda-Lopez (editores), *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados*. Red Temática Biología, Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados/Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología/Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México.
- RZEDOWSKI, J. 2006. *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2006. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Recuperado de: <https://www.ser.org>
- STANKOWICH, T. y D.T. Blumstein. 2005. Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society of London B*, volumen 272, número 1581, 2627-2634 pp.
- STONER, K.E. 2005. Phyllostomid Bat Community Structure and Abundance in Two Contrasting Tropical Dry Forests. *Biotropica*, volumen 37, número 4, 591-599 pp.
- TREJO, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, volumen 94, número 2, 133-142 pp.
- VARGAS, V., D. Valenzuela-Galván y R.E. Alcalá. 2012. Is genetic structure of the southern pygmy mouse *Baiomys musculus* (Cricetidae) related to

- human-induced spatial landscape heterogeneity in a tropical dry forest? *Genetica*, volumen 140, 287-295 pp.
- VEGA, R., E. Vázquez-Domínguez, T.A. White, D. Valenzuela-Galván y J.B. Searle. 2017. Population genomics applications for conservation: the case of the tropical dry forest dweller *Peromyscus melanophrys*. *Conservation Genetics*, volumen 18, 313-326 pp.
- WHITTINGHAM, M.J. y K.L. Evans. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, volumen 146, número s2, pp. 210-220.
- ZARAZÚA, C.M. 2012. Ensamble de filostómidos frugívoros y nectarívoros en la selva baja y selva mediana de la región Chamela-Cuixmala 2012. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas del Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. México, 113 pp.

## MÁS ALLÁ DEL CONTROL BIOLÓGICO: LA CONSERVACIÓN DE LA ENTOMOFAUNA COMO ESTRATEGIA DE MANEJO DE PLAGAS AGRÍCOLAS

HIPÓLITO CORTEZ-MADRIGAL\*

### RESUMEN

La agricultura moderna incluye ambientes profundamente antropizados con desequilibrios evidentes en la entomofauna: altas poblaciones de pocas especies (plagas) y bajas poblaciones de numerosas especies (insectos benéficos y fitófagos secundarios). El monocultivo y las aplicaciones de plaguicidas son las causas principales de este desequilibrio; además, la visión predominante del manejo de plagas es atomística: gusano cogollero, conchuela del frijol, entre otros. En realidad, el problema de plagas tiene que ver con las poblaciones y comunidades, así como con su medio ambiente, es decir, es un problema ecológico y, como tal, debería resolverse. Es evidente que se requiere replantear el manejo de plagas, pero para ello primero debemos aceptar la importancia de los insectos más allá de la visión “perjudicial” sobre ellos. Por ejemplo, el empleo de enemigos naturales (EN) para la regulación de plagas (control biológico) se contempla como la principal alternativa al control químico; sin embargo, el incremento masivo de EN como estrategia predominante de control biológico evidencia una similitud con el control químico, donde el objetivo es “curar” efectos, no causas. La conservación *in situ* de EN es la estrategia más importante del control biológico, pero también la menos atendida. La explicación es simple, se desarrollaron sistemas agrícolas

---

\* Instituto Politécnico Nacional-Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Michoacán, Justo Sierra 28, Colonia Centro, c.p. 59510, Jiquilpan, Michoacán. Autor de correspondencia: hcortezm@ipn.mx

“productivistas” sin considerar las condiciones requeridas por la entomofauna benéfica. Diversas estrategias han sido planteadas para su conservación, pero la idea debe ir más allá: favorecer la conservación de la entomofauna en los agroecosistemas. Mediante ejemplos documentados en este capítulo, se analizan y discuten los beneficios que puede brindar la vegetación en el manejo de plagas: conservación de hospederos alternos, confusión química y mecánica, y alimento alternativo para enemigos naturales. Con la presente revisión se espera difundir y fortalecer la idea de que es posible el manejo de plagas más allá del uso de medidas terapéuticas a través de insecticidas químicos.

## INTRODUCCIÓN

La producción agrícola moderna descansa en los principios del paradigma denominado “revolución verde” (RV), originado a partir de 1960, que incluye semillas mejoradas, monocultivos extensivos, sistemas de riego y el uso de agroquímicos, entre otros (Altieri y Toledo, 2011). Paulatinamente, se han adicionado tecnologías como acolchados plásticos, invernaderos, macrotúneles y, más recientemente, técnicas de ingeniería genética, de las cuales destacan las plantas transgénicas resistentes a plagas y herbicidas (Quarles, 2012). Su característica principal es el menosprecio a los principios ecológicos sobre los que deberían estar contruidos los agroecosistemas (Cortez-Madrigal, 2004).

Aunque existen esfuerzos encaminados a la implementación de estrategias ecológicas, como la resistencia vegetal, los semioquímicos y el biocontrol de plagas (Metcalf y Luckman, 1990; Hoffmann y Frodsham, 1993), éstos son diezmados por las características propias del paradigma tipo revolución verde: monocultivos extensivos de variedades altamente productivas, pero también altamente susceptibles a plagas y enfermedades (Rosenthal y Dirzo, 1997). En esos agroecosistemas existe un profundo desequilibrio entre las relaciones tróficas de los organismos, de modo que las relaciones mutualistas (simbiosis, parasitismo, depredación) pasan a ser relaciones antagonicas (plaga-cultivo, maleza-cultivo, patógeno-cultivo; Stinner y Stinner, 1989).

La respuesta al problema de plagas en los agroecosistemas modernos es de tipo terapéutico, es decir, ataca efectos y no causas, por lo general mediante el uso excesivo de plaguicidas (Altieri y Toledo, 2011). Lejos de solucionar el problema, estos últimos han incrementado el desequilibrio en los agroecosistemas, manifestado en problemáticas ampliamente documentadas, como

la resistencia de plagas, la eliminación de insectos benéficos, la aparición de plagas secundarias y, por último, la contaminación ambiental y los daños al ser humano (Pimentel *et al.*, 1992). Eventualmente, los productos químicos podrían dejar de ser útiles para el control de plagas.

Una alternativa es el control biológico, definido como el estudio y aprovechamiento de organismos vivos (enemigos naturales) para la regulación de plagas. Este método está presente en todo el mundo y los insectos han sido una de las principales herramientas para su implementación desde la antigüedad (Van Lenteren, 2007). Es necesario que el control biológico sea entendido como un fenómeno natural que debemos aprovechar al máximo, no sólo como la selección e incremento de algunas especies de parasitoides y depredadores, y precisa realizarse con medidas que protejan y conserven las poblaciones *in situ*. Al respecto, se han planteado diversas estrategias para la conservación de enemigos naturales (Landis *et al.*, 2000; Salvo y Valladares, 2007), aunque en la práctica han sido poco utilizadas (Ehler, 1998; Van Emden, 2002).

La conservación de enemigos naturales ha sido señalada como la estrategia de control biológico más importante (Hoffmann y Frodsham, 1993; Landis *et al.*, 2000; Quarles y Grossman, 2002), pero también la menos atendida. La razón es simple: los agroecosistemas “modernos” han sido diseñados con un enfoque productivista, pues la tecnología disponible (plaguicidas) solía ser suficiente para la protección de sus variedades de plantas (Ehler, 1998), pero esa “verdad” ya no es válida hoy en día. El modelo agrícola de la revolución verde enfrenta una amplia problemática para lograr producir alimentos y ejemplo de ello es la tecnología utilizada, que es insostenible y una causa importante del cambio climático global (Altieri y Toledo, 2011; Sarandón y Flores, 2014). En este sentido, la amenaza de cambios profundos en los patrones del clima contribuye aún más a la problematización de los sistemas agrícolas modernos (Salcedo y Guzman, 2014).

Por todo esto, es urgente un cambio de paradigma, pero basado en investigación científica sólida, donde la aplicación de los principios ecológicos juegue un papel importante en el diseño de los agroecosistemas del futuro (Sarandón y Flores, 2014). Nosotros sostenemos que las condiciones minifundistas del agro mexicano y el conocimiento ancestral de los productores locales son aspectos esenciales a considerar en la implementación de programas de conservación de enemigos naturales, tan necesarios en los sistemas agrícolas modernos.

En el presente escrito se analiza y discute la importancia del control biológico por conservación en el manejo integrado de plagas (MIP), con enfoque en

la agricultura mexicana; se enfatiza en la conservación de hospederos alternos de enemigos naturales mediante la diversificación vegetal. Esto tiene la finalidad de trascender el control biológico (incremento) como medida terapéutica y abonar a la idea de que, para obtener el máximo provecho del control biológico, es necesario ir más allá: hacia la conservación de la entomofauna dentro de los agroecosistemas.

## ANTECEDENTES

### EL PARADIGMA AGRÍCOLA MODERNO Y EL CONTROL DE PLAGAS

La alta productividad de los sistemas tipo revolución verde se explica por la energía externa que se adiciona en forma de fertilizantes y plaguicidas (FAO, 2000; Sarandón y Flores, 2014). Sin embargo, más temprano que tarde, esas tecnologías propician disturbios ecológicos dentro de los agroecosistemas y el ambiente en general. En menos de 100 años, la agricultura tipo revolución verde enfrenta una amplia problemática que pone en riesgo la seguridad alimentaria mundial; algunos de los peligros son la erosión y el deterioro de suelos, la eliminación de germoplasma, el impacto adverso en la fauna benéfica y las nuevas plagas y enfermedades. Al tratarse de una agricultura que depende del petróleo, un recurso no renovable, existe incertidumbre sobre la sustentabilidad de la producción de alimentos a largo plazo (FAO, 2000; Gliessman, 2007). Adicionalmente, el cambio climático mundial, cuya causa principal es la emisión de gases de efecto invernadero ocasionada por el cambio de uso de suelo para la agricultura, acelera la problemática ya existente de la agricultura moderna (Sarandón y Flores, 2014).

Una característica de los agroecosistemas profundamente simplificados es un desequilibrio en las poblaciones de la entomofauna: se distinguen altas poblaciones de unas cuantas especies (plagas), mientras que la mayoría de las especies suelen mantenerse en bajas poblaciones; estas últimas se han denominado especies “ecológicamente extintas” (Letourneau, 1998). Además de la susceptibilidad a plagas y enfermedades de las variedades modernas, el desequilibrio ocasionado por los plaguicidas entre las poblaciones de insectos hace que el manejo de plagas se convierta en un círculo vicioso del que es difícil escapar (“adicción”; Altieri y Toledo, 2011).

PRINCIPALES CAUSAS DE LA  
APARICIÓN DE PLAGAS AGRÍCOLAS

La presencia de plagas en los agroecosistemas no es casual, es causal; obedece en especial a un desequilibrio ambiental entre las poblaciones de la entomofauna, de manera que en principio es un problema ecológico y como tal debería resolverse. Si conocemos las causas del problema y eventualmente las corregimos, será posible resolverlo. Nosotros proponemos que las principales causas de la aparición de plagas son las siguientes: el movimiento de plantas a lugares donde no existían, el mejoramiento genético productivista, la creación de nuevos hábitats, los monocultivos extensivos y el uso masivo e irracional de plaguicidas (insecticidas, fungicidas y herbicidas). Explicaremos sólo dos de las causas predominantes en la agricultura moderna: los monocultivos extensivos de variedades mejoradas (híbridos) y el uso masivo de plaguicidas.

*Monocultivos extensivos.* Una de las premisas de la agricultura moderna fue la especialización (Altieri y Toledo, 2011), es decir, el establecimiento de enormes extensiones con una sola especie de cultivo (*e.g.* sorgo y maíz). Ecológicamente, esas plantas son más aparentes y fáciles de localizar por los fitófagos que de ellas se alimentan (Feeny, 1976). Una vez establecidos los cultivos, los insectos encuentran las condiciones ideales para su alimentación y reproducción. En realidad, lo que se propicia con estos sistemas de producción agrícola es la “cría” de insectos fitófagos, similar a lo que ocurre en un pastizal para la cría de bovinos. Como estos sistemas de cultivo están conformados por variedades mejoradas genéticamente con un enfoque productivista, la resistencia natural contra plagas y enfermedades que tenían sus parientes silvestres y variedades criollas ahora se encuentra prácticamente nulificada (Rosenthal y Dirzo, 1997) y, consecuentemente, se tiene que hacer uso de productos externos (*e.g.* plaguicidas) para regular las poblaciones dañinas. Así, los sistemas agrícolas modernos descansan en el uso de plaguicidas derivados del petróleo (órgano-sintéticos) para la regulación de plagas y enfermedades (FAO, 2000; Sarandón y Flores, 2014).

*Uso masivo e irracional de plaguicidas.* A partir de 1940, inicia la era de los plaguicidas órgano-sintéticos. Desde entonces, ha sido documentado que el número de plagas en la agricultura se ha incrementado. Esta afirmación pareciera contradictoria, pero se debe a que el uso excesivo de plaguicida produce efectos colaterales como la resistencia de plagas, la eliminación de enemigos naturales y la aparición de plagas secundarias (Pimentel *et al.*, 1992). Aunque

el énfasis es en los insecticidas, los fungicidas y herbicidas deberían ser también considerados: los primeros por su potencial impacto sobre los hongos entomopatógenos, importantes agentes de control natural de insectos, y los segundos porque principalmente afectan la base de la cadena trófica, con la eliminación de las denominadas “malezas”. En particular, los herbicidas residuales tipo atrazinas dejan el campo libre de malezas hasta por más de seis meses (Cortez-Madrigal, 2004).

Por otra parte, los cultivos transgénicos resistentes a plagas y herbicidas agravan la situación, pues, por ejemplo, en esos cultivos es posible aplicar herbicidas que antes eran dañinos (Altieri y Toledo, 2011; Quarles, 2012; Sarandón y Flores, 2014). En este sentido, a diferencia de los insectos, donde se plantea (al menos en teoría) un manejo integrado de plagas, el control de malezas en esencia se realiza mediante herbicidas químicos. Lo más grave es que esos productos se aplican tanto en la agricultura tipo revolución verde como en la tradicional o de subsistencia. El simplificar la diversificación vegetal tiene consecuencias graves, ya que influye negativamente en uno de los principios ecológicos de la sustentabilidad de los ecosistemas: la autorregulación de poblaciones (Gliessman, 2007; Sarandón y Flores, 2014).

Es evidente que las causas de la aparición de plagas son de tipo antropogénico, por lo que es posible corregirlas, modificarlas e incluso eliminarlas. No obstante, al ser distintivas del paradigma agrícola predominante, transformarlas radicalmente significaría cambiar el sistema de producción agrícola preponderante, lo cual hasta ahora parece poco factible. Lo que sí se puede hacer, y que se ha practicado desde hace tiempo, es la incorporación de diferentes estrategias para conservar los factores bióticos de regulación, denominados “control biológico” (DeBach y Hagen, 1964; Landis *et al.*, 2000; Van Emden, 2002). Sin embargo, debe reconocerse que los enemigos naturales no son exclusivos de ciertos insectos (*e.g.* plagas), pues varios de ellos requieren múltiples especies de huéspedes y presas para poder mantenerse y proliferar (Salvo y Valladares, 2007; Jacas y Urbaneja, 2010; Mora-Aguilera *et al.*, 2017). Esto sugiere que el término “control biológico” debe trascender y visualizarse dentro del manejo de plagas como la conservación de la entomofauna en los agroecosistemas, más que sólo la de algunas especies de insectos (*e.g.* enemigos naturales).

Para lograr lo anterior (más allá del control biológico), es necesario revalorar la importancia de los insectos en el desarrollo humano y reconocer que la actual estrategia de control de plagas agrícolas ocasiona más daños que bene-

ficios, ya que tiene un impacto negativo sobre poblaciones de artrópodos que nos pueden resultar de utilidad.

#### IMPORTANCIA DE LOS INSECTOS EN EL DESARROLLO HUMANO

Los insectos son el grupo más numeroso de organismos que habita sobre la Tierra (más de un millón de especies; Triplehorn *et al.*, 2005); sin embargo, gran parte de la sociedad sólo los identifica como organismos perjudiciales. En realidad, los insectos tienen quizá mayor importancia en el desarrollo de la humanidad desde el punto de vista benéfico y muestra de ello son las diversas especies que han sido y son aprovechadas como alimento humano (Ramos-Elorduy *et al.*, 2011), siendo México, en particular, uno de los países con mayor tradición en la práctica de la entomofagia (Escamilla-Prado *et al.*, 2012; Gómez y Junghans, 2014). Los insectos son también apreciados por su belleza (*e.g.* las mariposas) y en diferentes regiones del mundo se sabe de su explotación racional mediante el establecimiento, por ejemplo, de granjas de mariposas (Bendaña-García, 2017). La belleza de los insectos puede aprovecharse también *in situ*, como es el caso de los santuarios de la mariposa monarca *Danaus plexippus* L. en Michoacán y en el Estado de México, lo que presumiblemente genera notables derramas económicas en la región (Barkin, 2003).

En la agricultura, los insectos juegan un papel preponderante. Aunque algunas especies eventualmente dañan los cultivos, se estima que las especies plaga conocidas alcanzan alrededor del 1% en relación con el total a nivel mundial (Hoffmann y Frodsham 1993; Van Lenteren, 2007). Por el contrario, un gran número de ellas juega un papel importante en los agroecosistemas, por ejemplo, más del 70% de las especies de plantas requieren la asistencia de insectos polinizadores (FAO, 2008; Altieri *et al.*, 2015). Incluso, la relación es tan estrecha que diversas especies de plantas dependen de una sola especie de insecto para su polinización, como las mosquitas *Forcypomia* spp. (Diptera: Ceratopogonidae), responsables de más del 90% de la polinización del cacao *Theobroma cacao* (Chapman y Soria, 1983; Cortez-Madrugal, 2008). Finalmente, otros aspectos benéficos de los insectos son la depredación y el parasitismo, además de que algunas especies de fitófagos secundarios pueden contribuir al control biológico, dado que funcionan como hospederos alternos de parasitoides y depredadores (Landis *et al.*, 2000; Salvo y Valladares, 2007).

EL CONTROL BIOLÓGICO COMO ESTRATEGIA  
DE CONTROL DE PLAGAS AGRÍCOLAS

Todos los insectos participan en una “guerra” sin fin que se mantiene entre ellos mismos al comer y ser comidos (Carson, 2010). Los insectos carnívoros o consumidores secundarios se incluyen en dos grandes grupos: parasitoides y depredadores. Estos principios ecológicos son la base del control biológico de plagas y a los organismos utilizados en éste se les ha denominado “enemigos naturales” o “agentes de control biológico” (Van Lenteren, 2007). Sin embargo, la terminología empleada podría desvirtuar las bases ecológicas del control biológico y mostrarlo como una estrategia terapéutica más similar al control químico, cuyo objetivo es reducir drásticamente las poblaciones de insectos denominados “plaga” (Mora-Aguilera *et al.*, 2017).

Desde un enfoque ecológico, a los enemigos naturales de plagas debería llamárseles simplemente “factores bióticos de regulación”, pues su efecto va más allá de los insectos plaga (Van Emden, 2002; Salvo y Valladares, 2007). Así, los enemigos naturales del gusano cogollero *Spodoptera frugiperda* Smith (Lepidoptera: Noctuidae) pueden también atacar una amplia diversidad de especies del orden Lepidoptera, como *Trichogramma pretiosum* (Hymenoptera: Trichogrammatidae), que parasita huevos de una gran variedad de especies de lepidópteros (Cano-Vázquez, 2001). Incluso, existen poblaciones de otros organismos poco considerados en control biológico, como aves, lagartijas, ranas, roedores y murciélagos, que pueden tener un fuerte impacto en las poblaciones de insectos, incluidos los benéficos (DeBach, 1964).

Del control biológico, tres estrategias han sido planteadas: control biológico clásico, control biológico por incremento y control biológico por conservación. El control biológico clásico está anclado en fuertes bases ecológicas, no obstante, sólo puede implementarse a nivel nacional o regional, donde el alto costo inicial es compensado con el eventual control permanente de plagas exóticas específicas (Van Lenteren, 2007). La estrategia de control biológico de plagas más utilizada actualmente es el control biológico por incremento, también denominado “inundativo”. En éste, se multiplican masivamente especies de ciertos depredadores, parasitoides y entomopatógenos para después liberarlos en los agroecosistemas (Van Lenteren, 2007). Con esta estrategia se busca emular el control químico, el cual pretende regular plagas específicas de manera repentina (Mora-Aguilera *et al.*, 2017). Una vez más, se ignora la importancia de conocer las causas que originaron el incremento de esos insectos.

tos considerados plaga. Los insectos liberados no pueden mantenerse en las condiciones, por lo regular adversas, de los agroecosistemas modernos, por lo que se requieren múltiples liberaciones (Altieri, 1995).

El control biológico por conservación (CBPC) se ha definido como la práctica de incrementar la eficacia de enemigos naturales mediante la modificación del ambiente o prácticas sobre el manejo de plaguicidas (Pimentel, 2008). Al parecer, esta estrategia de control biológico es la más significativa (Hoffmann y Frodsham, 1993; Landis *et al.*, 2000; Quarles y Grossman, 2002), pero también la menos atendida (Ehler, 1998). Varias alternativas han sido planteadas para la conservación de enemigos naturales dentro de los agroecosistemas, a saber: la protección contra plaguicidas, el manejo del hábitat, los refugios artificiales (Landis *et al.*, 2000), los dispositivos para la cría y el incremento en campo (Kehrli *et al.*, 2004), y la conservación de hospederos alternos (Salvo y Valladares, 2007; Jacas y Urbaneja, 2010).

La idea de la conservación de enemigos naturales mediante hospederos alternos se basa en que, del total de insectos fitófagos, sólo una pequeña cantidad son plagas de importancia económica (Hoffmann y Frodsham, 1993; Van Lenteren, 2007; Cerritos *et al.*, 2012). El resto incluye especies benéficas como depredadores, parasitoides y polinizadores, pero también se deben incluir los insectos fitófagos que, por sus bajas poblaciones o especificidad, no se consideran plaga. Cabe agregar que estos insectos son regulados eficientemente por la presencia de enemigos naturales que los mantienen bajo control (Van Emden, 2002; Van Lenteren, 2007). Es así que estas especies podrían ser de gran utilidad para la conservación e incremento de enemigos naturales, más que para controlar plagas específicas, para contribuir a la regulación integral de la entomofauna en los agroecosistemas.

Si numerosas especies de insectos fitófagos son controladas de manera eficiente por sus enemigos naturales, ¿qué es lo que ocurre entonces con los insectos plaga?, ¿a qué se debe la aparente ineficiencia de sus enemigos naturales? Por ejemplo, el gusano cogollero del maíz *S. frugiperda* cuenta con más de 19 especies de parasitoides, depredadores y entomopatógenos que inciden en él (Cortez-Madrigal, 1998; Molina-Ochoa *et al.*, 2003) y aun así es una de las principales plagas del maíz en México (Gutiérrez-Cárdenas *et al.*, 2018).

Si hablamos del ejemplo anterior en términos tritróficos, el maíz sería la base de la cadena trófica, seguido del gusano cogollero, como consumidor primario, y en tercer lugar estaría el enemigo natural. En un agroecosistema de maíz, antes que nada se establece el cultivo, luego arriban los insectos fitófagos

(de acuerdo con el nicho ocupado; *e.g.* cogollo), en este caso, las palomillas del gusano cogollero, y finalmente, con las primeras poblaciones de la plaga llegan los reguladores bióticos, no antes. Considerar lo anterior es crucial para un buen manejo de plagas, puesto que en la práctica el agricultor, como el técnico, detecta desde el principio la plaga y es poco probable que se enfoque en los reguladores bióticos porque además no los busca. Aparte de ello, si se incluye la variable “umbral económico”, definida como el nivel poblacional de la plaga a la que se deben aplicar medidas de control para evitar daños económicos (Metcalf y Luckmann, 1990), la situación es más grave, como ocurre en los cultivos de alta inversión económica (*e.g.* frutillas y aguacate), donde los niveles poblacionales tolerables de fitófagos son tan bajos que las aplicaciones de plaguicidas son de tipo calendarizado. Bajo esas circunstancias, difícilmente se podrá permitir la actuación y permanencia de los factores bióticos de regulación en los agroecosistemas, aun cuando la plaga sea nativa y cuente con un amplio abanico de reguladores bióticos. Es por esto que los agroecosistemas modernos son incompatibles con el control biológico por conservación (Ehler, 1998).

La regla anterior es válida para los sistemas de monocultivo con un alto uso de plaguicidas órgano-sintéticos. Sin embargo, esa regla puede violarse si diseñamos sistemas de cultivos amigables con los reguladores bióticos, lo cual sólo se logra mediante la diversificación vegetal racional de los agroecosistemas (Doutt y Nakata, 1973; Jacas y Urbaneja, 2010). En estos nuevos agroecosistemas habrá abundancia de insectos fitófagos diferentes a la plaga, de modo que puedan ser presa de depredadores y huéspedes de parasitoides, e incluso hospederos de entomopatógenos (hospederos alternos). Bajo el nuevo paradigma, consorcios de parasitoides y depredadores podrían existir permanentemente en el agroecosistema, o aun antes de que el cultivo sea colonizado por la plaga principal. De esta manera, un agroecosistema diversificado con altas y variadas poblaciones de entomofauna puede contribuir a la regulación de plagas como el gusano cogollero del maíz y, todavía más, a la autorregulación de su entomofauna (Sarandón y Flores, 2014).

## PROPUESTA DE MANEJO

## CURANDO CAUSAS, NO EFECTOS:

## LA CONSERVACIÓN DE LA ENTOMOFAUNA EN LOS AGROECOSISTEMAS

Si bien se han sugerido diversas estrategias para la conservación de enemigos naturales (Landis *et al.*, 2000; Salvo y Valladares, 2007), también se ha mencionado que éstas no son compatibles con los agroecosistemas modernos (Ehler, 1998). Aunque lo anterior puede ser cierto para los sistemas agrícolas extensivos predominantes en EE.UU., la agricultura minifundista de México, a diferencia de la estadounidense, puede ser candidata ideal para la implementación de estrategias conservacionistas, tal como ha sido señalado para otros países con este tipo de sistemas (Van Emden, 2002).

Investigaciones agroecológicas señalan que la vegetación silvestre, incluidas las malezas, es de gran importancia para el manejo de plagas (Landis *et al.*, 2000; Cortez-Madrigal, 2004), pero además brinda otros servicios ecosistémicos poco considerados (Fiedler *et al.*, 2008; FAO, 2008; Altieri *et al.*, 2015). Entre otros beneficios, la vegetación espontánea puede ser fuente de alimento alternativo (néctar y polen) para parasitoides y depredadores, y también puede ser hospedera de insectos fitófagos no plaga, que a su vez sirven como alimento para depredadores y parasitoides. De igual manera, la vegetación contribuye como barrera física y química contra las plagas, por lo que en los agroecosistemas más diversificados la llegada de los fitófagos especialistas a los cultivos puede verse retrasada. Por otro lado, con los insectos polífagos, la distribución del alimento en sistemas diversificados puede amortiguar los daños en los cultivos (Root, 1973; Andow, 1991; Altieri, 1995).

## LA CONSERVACIÓN DE HOSPEDEROS ALTERNOS:

*Asclepias curassavica* COMO MODELO MEXICANO

Además de los factores bióticos de regulación de insectos en los agroecosistemas, existe una amplia diversidad de insectos fitófagos inofensivos a los cultivos (Cerritos *et al.*, 2012). Por el contrario, esos organismos brindan valiosos servicios a la humanidad, pues aparte de regular poblaciones de plantas (*e.g.* control biológico de malezas), numerosas especies pueden ser huéspedes o presas alternativas de agentes de control biológico (Landis *et al.*, 2000; Van Emden, 2002).

Aunque la idea no es nueva (DeBach, 1964), existe un retraso considerable en el avance de la investigación y aprovechamiento de hospederos alternos para la conservación de enemigos naturales, aun cuando su potencial es enorme. Quizá el ejemplo clásico más conocido sea el de la chicharrita de la uva *Erythroneura elegantula* Osborn en California. En este caso, plantas silvestres de frambuesa cercanas a los viñedos mantienen poblaciones de la chicharrita *Dikrella cruentata* (Gillette), que no es plaga de la vid, y a la vez, sus huevos mantienen durante el invierno al parasitoide *Anagrus epos*, puesto que en ese periodo *E. elegantula* no oviposita (Doutt y Nakata, 1973). Así, un hospedero alternativo mantiene poblaciones de un parasitoide que controlará una plaga importante de la vid.

En España, es común que los agricultores mantengan plantas de rosa laurel *Nerium oleander* L. (Apocynaceae) en los bordes de las plantaciones de naranja. *N. oleander* es hospedera del áfido especializado *Aphis nerii* Boyer de F. En este caso, *A. nerii* (Hemiptera: Aphididae) no es plaga de la naranja, pero sí hospeda parasitoides que más tarde pueden reducir poblaciones de áfidos plaga en cítricos. Otro ejemplo español es el mantenimiento de la planta *Oxalis pes-caprae* L. (Oxalidaceae), hospedera del ácaro fitófago *Petrobia hartii* (Ewing) (Acari: Tetranychidae), ácaro no plaga de los cítricos. El ácaro es presa alternativa de ácaros depredadores de la familia Phytoseiidae que también se alimentan de ácaros plaga de cítricos como *Panonychus citri* y *Tetranychus urticae* (Jacas y Urbaneja, 2010).

En México, una planta relacionada con *N. oleander* es *Asclepias curassavica* L. (Apocynaceae), mejor conocida por ser hospedera de la mariposa monarca *Danaus plexippus* L. y otros fitófagos especialistas, por lo que ha sido sugerida para utilizarse como reservorio de enemigos naturales para el control biológico de plagas (Peña-Martínez *et al.*, 2001). Al respecto, Cortez-Madrigal *et al.* (2016), registraron más de nueve especies de insectos y ácaros fitófagos en *A. curassavica* en la región Ciénega de Chapala, entre Jalisco y Michoacán, entre otras: la mariposa monarca *Danaus plexippus* (Lepidoptera: Danaidae), el áfido *Aphis nerii* (Hemiptera: Aphididae), el minador *Liriomyza asclepiadis* (Diptera: Agromyzidae) y el ácaro *Eotetranychus typhae* (Acari: Tetranychidae), todos ellos especialistas de la familia Apocynaceae (Figura 1).

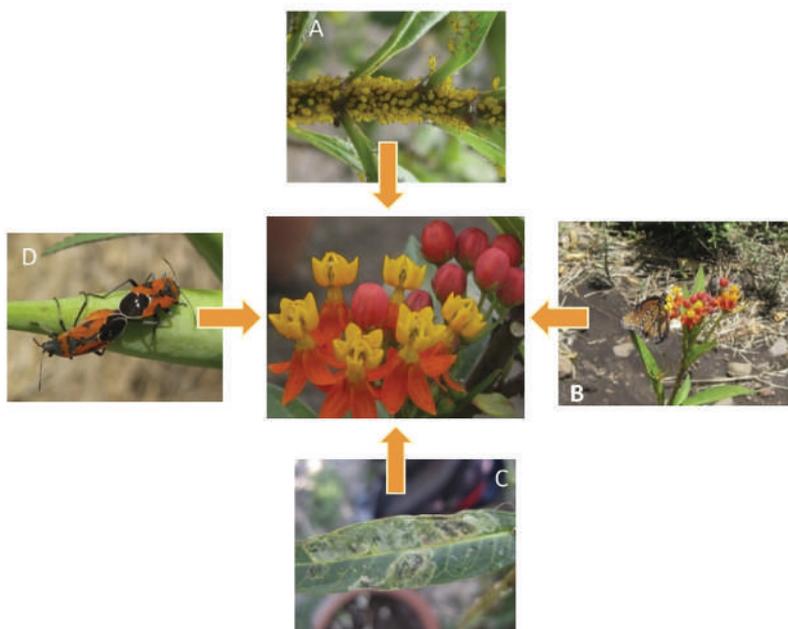


FIGURA 1

Algunas de las especies de insectos fitófagos especializados de *Asclepias curassavica* en la región Ciénega de Chapala, Jiquilpan, Michoacán. A) *Aphis nerii*, B) *Danaus plexippus*, C) *Liriomyza asclepiadis* y D) complejo de chinches de la familia Lygaeidae.

Fotografías del archivo del autor

Asociados a esos fitófagos se registraron más de 20 especies de insectos depredadores y parasitoides, donde destacan el parasitoide de áfidos *Lysiphlebus testaceipes* (Hymenoptera: Aphidiidae), el parasitoide de huevos de lepidópteros *Trichogramma pretiosum* (Hymenoptera: Trychogrammatidae) y más de nueve especies de depredadores de las familias Coccinellidae, Chrysopidae, Syrphidae y Chamaemyiidae (Figura 2). Presumiblemente, esos insectos podrían ser de utilidad en la regulación de fitófagos en diversos agroecosistemas.

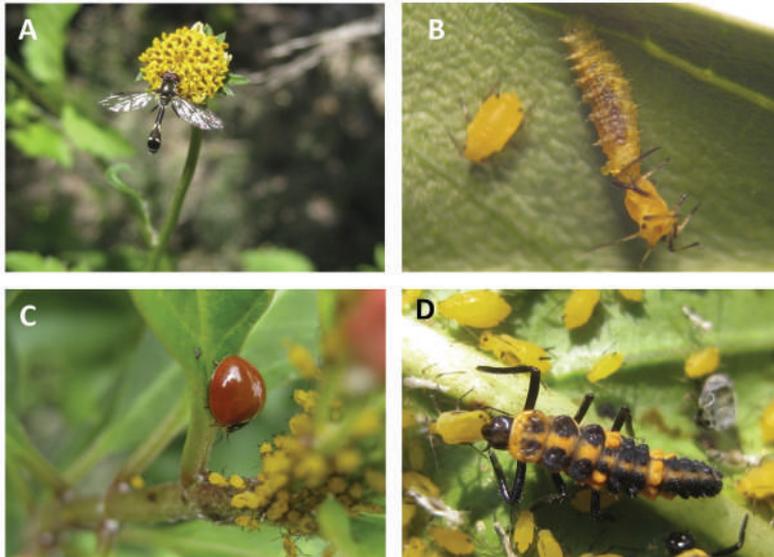


FIGURA 2

Algunas especies importantes de depredadores asociados a especies fitófagas especialistas de la planta *Asclepias curassavica* en la región Ciénega de Chapala, Jiquilpan, Michoacán. A) Adultos de *Pseudodorus clavatus*, B) larva de *P. clavatus*, C) adulto de *Cicloneda sanguinea* y D) larva de *C. sanguinea*.

Fotografías del archivo del autor

Por ejemplo, después de evaluar la presencia de *A. curassavica* en la incidencia de plagas en una plantación de limón “persa”, los resultados mostraron evidencias de que la planta influyó en la regulación de fitófagos de los cítricos, en particular, en dos de las principales plagas: el pulgón negro de los cítricos *Toxoptera aurantii* (Hemiptera: Aphididae) y el apenas introducido psílido asiático de los cítricos *Diaphorina citri* (Hemiptera: Psyllidae). Aunque se registró una amplia diversidad de fitófagos, éstos se presentaron en niveles poblacionales bajos. Lo anterior se atribuye a la amplia diversidad de depredadores y parasitoides, presumiblemente favorecidos por la presencia de *A. curassavica* (Godoy-Ceja y Cortez-Madrigal, 2018).

HACIA LA COMPLEJIDAD DEL AGROECOSISTEMA:  
DIVERSIFICACIÓN ESPACIAL Y GENÉTICA, EL JITOMATE COMO MODELO

Como se ha documentado, algunas plantas acompañantes como *A. curassavica* pueden favorecer por sí solas la conservación de la entomofauna y el control biológico de plagas. Sin embargo, existen cultivos tan manipulados genéticamente que será difícil que su problemática fitosanitaria se solucione con la inclusión de una sola especie de planta. Un ejemplo de lo anterior es el jitomate *Solanum lycopersicum*, uno de los cultivos con mayor problemática fitosanitaria, y la principal estrategia para solucionarla ha sido mediante productos químicos órgano-sintéticos (King y Saunders, 1984; Liu y Trumble, 2005). Una alternativa sugerida es el empleo del manejo integrado de plagas (MIP), que reúne diversos métodos de control, favoreciendo los métodos ecológicos y la conservación de la entomofauna benéfica; dos de ellos son la resistencia vegetal y el control biológico de plagas (Metcalf y Luckman, 1990).

La mayor fuente de resistencia vegetal se encuentra en los parientes silvestres de los cultivos y en los genotipos criollos (Rosenthal y Dirzo, 1997; Sánchez-Peña *et al.*, 2006). Como centro de domesticación, México cuenta con numerosos genotipos criollos y silvestres de jitomate que deberían ser rescatados, conservados y aprovechados (Hoyt, 1992). Al respecto, la FAO recomienda el rescate, estudio y aprovechamiento de las variedades criollas de los cultivos (Salcedo y Guzmán, 2014); sin embargo, en México aún son pocos los esfuerzos encaminados a lograr ese objetivo. Actualmente, diversos genotipos criollos de jitomate mexicanos se han perdido o se encuentran en proceso de erosión (Hawkes *et al.*, 2000). El aprovechamiento de la diversidad genética puede ser una base importante para la conservación de la entomofauna dentro de los agroecosistemas y, por ende, favorecer el control biológico de plagas.

En respuesta a lo anterior, se planteó un estudio con el objetivo de evaluar la diversificación vegetal espacial (*A. curassavica* y *Zea mays*) como estrategia agroecológica de manejo de plagas del jitomate *Solanum lycopersicum* con base en variedades criollas (diversidad genética), así como de conservación de enemigos naturales. Primero se sembró el maíz y posteriormente se agregó el jitomate bajo el dosel del maíz en dos fechas diferentes. Una vez madurado el elote, el maíz del área central fue retirado y sólo se dejó el maíz de las orillas, de modo que funcionara como barrera de las principales plagas del jitomate. Entre el cultivo del jitomate se distribuyeron 30 macetas con plantas de *A. curassavica*. Muestreos semanales registraron la entomofauna presente en el agroecosistema.

Los resultados mostraron una amplia diversidad de fitófagos con niveles poblacionales bajos, por lo que no se requirió aplicar plaguicidas químicos. En el maíz se registraron daños por trips (Thysanoptera) y gusano cogollero *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae) en las primeras etapas. Sin embargo, la presencia de depredadores, principalmente de la familia Anthocoridae, redujo las poblaciones del trips y las plantas se recuperaron. Posteriormente, se registró el gusano elotero *Heliothis* spp. (Lepidoptera: Noctuidae) en bajas poblaciones. La presencia de depredadores en el cultivo del maíz fue notable, entre ellos se encontraron miembros de las familias Reduviidae y Anthocoridae (Figura 3). Además, se registraron epizootias del hongo *Nomuraea rileyi* en larvas de *S. frugiperda*.



FIGURA 3  
Chinche asesina (Hemiptera: Reduviidae) alimentándose de un adulto de *Diabrotica* sp. (Coleoptera: Chrysomelidae) en un cultivo de maíz, en Jiquilpan, Michoacán, 2017. Fotografía del archivo del autor

En el jitomate se registró el complejo de mosca blanca de las especies *Trialeurodes vaporariorum* y *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae), así como la paratrioza *Bactericera cockerelli* (Hemiptera: Triozidae). Registros esporádicos fueron el minador *Lyriomiza* spp. (Diptera: Agromyzidae) y diversas especies

de áfidos (Aphididae). Fueron raras las plagas de importancia económica en cultivos comerciales, como los gusanos del fruto *Heliothis* spp., alfilerillo *Keiferia lycopersicella* (Lepidoptera: Gelechiidae) y del cuerno *Manduca* spp. (Lepidoptera: Sphingidae).

La mosquita blanca, plaga clave del jitomate, se registró 15 días después del trasplante del cultivo (28/09/17, aún con presencia de maíz), con un incremento paulatino e intermitente. Su máximo nivel se alcanzó en diciembre, con una media de 3.59 adultos/planta en la variedad más susceptible (Arriñonado-Mascota [A-M]; Figura 4). Aunque ambas especies de insectos se reportan como vectores de enfermedades virales (Morales *et al.*, 2005), en el presente estudio no se registraron plantas con síntomas de tipo viral. En este sentido, las bajas poblaciones del insecto y la tolerancia de los genotipos criollos y silvestres quizá hayan sido causas importantes de la ausencia de enfermedades en el jitomate.

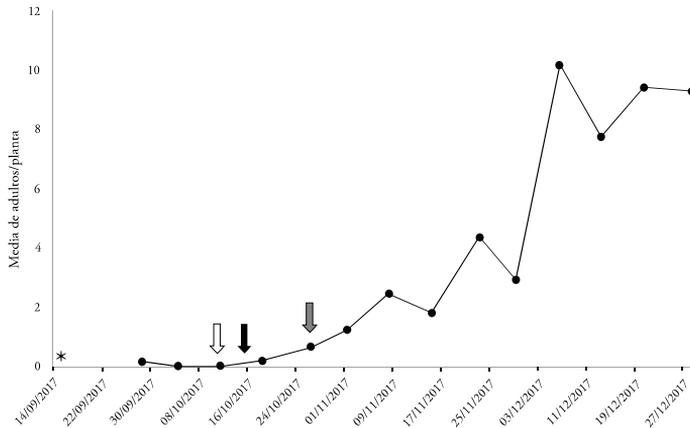


FIGURA 4

Distribución temporal de mosca blanca (Aleyrodidae) en una de las variedades criollas más susceptibles de jitomate (A-M), en Jiquilpan, Michoacán, 2017. Trasplante (\*), *Asclepias* (flecha blanca), sólo barrera de maíz (flecha negra) e inicio de huevos de monarca (flecha gris)

En la primera de dos plantaciones de jitomate (23/08/17), *B. cockerelli* apareció 60 días después (26/10/17); una vez establecida, su población se incrementó con picos intermitentes, con máximos niveles en diciembre. Las poblaciones pueden considerarse bajas, con medias de 0.7 y 0.89 masas de huevos, ninfas y adultos/planta, respectivamente, en una de las variedades más susceptibles (Arriñonado Oaxaca (A-OX). Sin embargo, el daño indirecto de la paratrioza fue evidente, pues todas las plantas presentaron en mayor o menor grado la sintomatología de la enfermedad conocida como “permanente del tomate”, la cual se sabe que es transmitida por *B. cockerelli* (Muyaneza, 2013). La bacteria causante de la enfermedad *Candidatus liberibacter solanacearum* fue confirmada mediante análisis molecular.

La segunda plantación de jitomate (14/09/18) permaneció alrededor de 30 días bajo el dosel del maíz, y después éste último sólo se mantuvo como barrera. El retraso de *B. cockerelli* en esa plantación duró más de 40 días (Figura 5), lo que favoreció el desarrollo y la producción del cultivo.

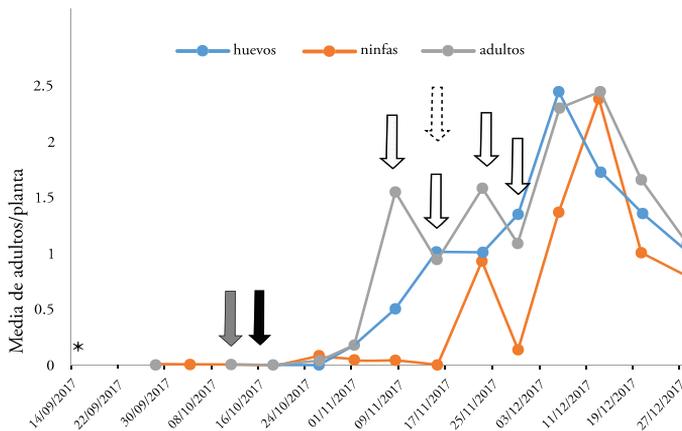


FIGURA 5

Incidencia de *Bactericera cockerelli* en uno de los genotipos criollos de jitomate más susceptibles bajo un esquema de manejo ecológico de plagas, en Jiquilpan, Michoacán, 2017. Trasplante (\*), *Asclepias* (flecha gris), barrera de maíz (flecha negra) y Entomophthorales en adultos (flecha blanca)

Se presume que la presencia del maíz desfavoreció la incidencia de plagas como *B. cockerelli*, con retrasos considerables (de 40 a 60 días) de la enfermedad permanente del tomate. Las plantas tuvieron un rápido desarrollo y una buena producción (hasta 7 kg/planta y 135 g/fruto), lo cual sugiere que una asociación más temprana de maíz-jitomate (dos meses) puede retrasar la incidencia de la enfermedad y evitar daños económicos causados por ésta. El maíz ha sido un cultivo ampliamente usado como barrera para el control de plagas en diferentes cultivos (Landro-Valenzuela *et al.*, 2007). En el presente estudio, además de fungir como barrera y refugio de entomofauna benéfica, se aprovechó como cultivo asociado parcialmente al jitomate.

Por otro lado, la planta *A. curassavica* funcionó como reservorio de hospederos alternos que propiciaron la presencia e incremento de enemigos naturales, tal como se documentó en estudios previos (Cortez-Madrigal *et al.*, 2016). Los registros de fitófagos en *A. curassavica* fueron especies de chinches de la familia Lygaeidae, el áfido *A. nerii* (Hem: Aphididae), la mariposa monarca *Danaus plexippus* (Lepidoptera: Danaidae) y el ácaro especialista *Eotetranychus typhae* (Tetranychidae). Se añade a la lista una nueva especie de ácaro fitófago (Acari: Eriophyidae), pendiente de identificar. Los enemigos naturales asociados fueron *Cycloneda sanguinea*, *Scymnus* sp. (Coleoptera: Coccinellidae), el parasitoide de áfidos *Lysiphlebus testaceipes* y el parasitoide de huevos de Lepidoptera *Trichogramma* sp. Asociados a ácaros se registraron especies de trips de seis puntos *Scolothrips sexmaculatus* (Thysanoptera), larvas de Diptera (prob. Cecidomyiidae), *Stethorus* sp. (Coleoptera: Coccinellidae) y ácaros depredadores de la familia Phytoseiidae, éstos dos últimos como nuevos registros en *A. curassavica*.

Se sabe que los huevecillos de la mariposa monarca son parasitados por la especie *Trichogramma pretiosum*, con emergencia de hasta cinco especímenes por huevo (Cortez-Madrigal *et al.*, 2014). En el presente estudio se registraron hasta 70 huevecillos por muestreo (Figura 6), número que puede tener un importante impacto en la regulación de especies de Lepidoptera (incluidas plagas del jitomate). Ésa podría ser una de las causas de los bajos daños por plagas de lepidópteros del jitomate registradas durante el presente estudio.

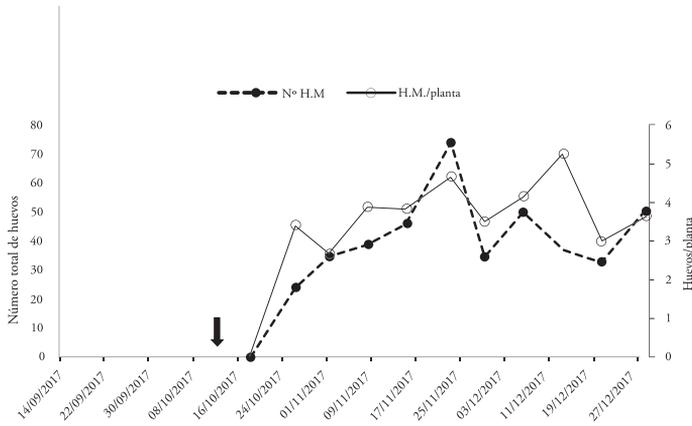


FIGURA 6

Distribución temporal de huevos de monarca *Danaus plexippus* en plantas de *Asclepias curassavica* en la región Ciénega de Chapala, en Jiquilpan, Michoacán. *Asclepias* (flecha negra)

Durante el estudio, los coccinélidos prácticamente estuvieron ausentes de *A. curassavica*, mientras que los parasitoides de áfidos y de la mariposa monarca fueron consistentes. El no aplicar plaguicidas químicos y propiciar la diversificación vegetal favoreció la conservación de parasitoides especializados. Por ejemplo, el parasitoides de ninfas de *B. cockerelli*, *Tamarixia triozae* (Hymenoptera: Eulophidae) registró niveles de parasitismo superiores al 80%, lo que contribuyó a la regulación del insecto. La conservación de factores bióticos de regulación (control biológico), junto con el maíz como barrera y las variedades criollas como fuente de resistencia, podrían explicar las bajas poblaciones de insectos fitófagos del jitomate, incluidas las denominadas “plagas”. Bajo las condiciones anteriores, se logró producir maíz y jitomate sin necesidad de aplicar plaguicidas (Figura 7).



FIGURA 7  
Producción de maíz y jitomate en un sistema de cultivo mixto  
en la región Ciénega de Chapala, en Jiquilpan, Michoacán

Aunque los resultados son promisorios, la conservación de la entomofauna en los agroecosistemas debe vislumbrarse con un enfoque regional, más que a nivel de parcela. Aunque se sabe que los insectos benéficos requieren alimento alternativo en forma de néctar y polen para su desarrollo y función (Altieri *et al.*, 2015), las actividades agrícolas modernas han desestimado la importancia de la vegetación florícola dentro de o aledaña a los agroecosistemas.

Durante el periodo entre 2015 y 2016, se desarrolló un estudio para identificar y seleccionar especies de plantas nectaríferas de la región Ciénega de Chapala. De 90 especies con flores, en 27 de ellas (30%) se registraron abejas, con niveles de visita (de 0 a 3) desde 0.2 hasta 1.68/especie. Pocas especies de plantas registraron insectos y patógenos potencialmente riesgosos para cultivos; al contrario, fueron comunes los registros de polinizadores silvestres y enemigos naturales de plagas asociadas a las plantas.

Finalmente, especies con mayor potencial nectarífero y menor riesgo fitosanitario hacia los cultivos fueron *Serjania racemosa*, *Phytolaca icosandra* y *Bursera* spp., entre otras; éstas podrían incorporarse deliberadamente en sistemas de producción agro-apícola. De este modo, es posible que su presencia y

conservación en áreas aledañas a los agroecosistemas favorezca la conservación de la entomofauna y brinde valiosos servicios a la regulación sustentable de plagas en los agroecosistemas.

## DISCUSIÓN

Es indudable que la competencia por alimentos entre humanos e insectos continuará por siempre, pero si se mantiene la estrategia hasta ahora seguida, es seguro que ganarán los insectos. Éstos han evolucionado por más de trescientos millones de años, lo que les permite explorar y adaptarse a todos los hábitat del planeta (Triplehorn *et al.*, 2005); así lo demuestra el desarrollo de resistencia hacia los plaguicidas en más de quinientas especies de insectos (Altieri y Nichols, 2013). Por otra parte, los humanos, a diferencia de los insectos, contamos con una herramienta única: el raciocinio (fruto también de la evolución) que, bien empleado, podría darnos la supremacía en nuestra lucha por los alimentos, pero con menor desprecio hacia la naturaleza. Son precisamente los procesos evolutivos de los insectos dentro de los ecosistemas los que debemos aprovechar (*i.e.* la “guerra” entre los insectos). Así, aunque los insectos se alimentan de plantas, sabemos que no lo hacen de cualquier especie (Coley *et al.*, 1985) y, de igual manera, los parasitoides y depredadores seguirán alimentándose de otros insectos por un buen periodo de tiempo. Los insectos han evolucionado para ocupar un hábitat y un nicho ecológico determinados que difícilmente pueden cambiar de la noche a la mañana.

Contrario a lo anterior, con el uso de plaguicidas (= biocidas), los principios ecológicos del manejo de plagas suelen pasar desapercibidos. Por ejemplo, la principal técnica de aplicación de plaguicidas se realiza casi siempre mediante aspersión, aun cuando se sabe que es la técnica menos eficiente (Bateman y Chapple, 2001). Se ha estimado, por ejemplo, que sólo alrededor del 1% del producto aplicado llega al objetivo (insecto plaga), y el resto se deriva hacia organismos no blanco (benéficos) y al ambiente (Pimentel y Edwards, 1982). La situación empeora si consideramos que en países como el nuestro, las aplicaciones de plaguicidas se hacen de manera calendarizada, sin siquiera saber si realmente existen plagas (“más vale prevenir que lamentar”). Es claro que, bajo esa visión miope de control de plagas, será difícil conservar los enemigos naturales.

Debemos reconocer, de una vez por todas, la importancia de los insectos en el desarrollo humano. Desafortunadamente, la formación de agrónomos y encargados del control de plagas sigue estando alejada de los principios ecológicos; en vez de prevenir la aparición de plagas al conocer y atacar sus causas, el enfoque es atacar sólo las consecuencias. Los resultados son los efectos colaterales adversos de los plaguicidas; por ejemplo, cada año más de 22 millones de personas son intoxicadas por plaguicidas en el mundo, con más de 220 mil muertes (Pimentel, 2008). Para ir más allá de las medidas terapéuticas, necesariamente se tiene que tomar una estrategia que aparenta ser contradictoria: conservar la entomofauna en los agroecosistemas y, hasta donde los principios ecológicos nos lo indican, eso se logrará sólo mediante su diversificación vegetal (FAO, 2008; Altieri *et al.*, 2015).

Aunque el manejo de malezas es muy recomendado (Zandstra y Motooka, 1978; Altieri, 1995), históricamente esas plantas han sido consideradas plaga de cultivos, ya sea por la competencia directa o por ser hospederas de plagas y enfermedades (Altieri y Letourneau, 1982). Sin embargo, lo anterior no es del todo cierto, si tomamos en cuenta que ciertas especies favorecen la presencia y actividad benéfica de depredadores y parasitoides. Incluso, en la agricultura tradicional diversas especies de malezas son aprovechadas de diferentes formas por los campesinos (Cortez-Madrigal, 2004).

En ese sentido, es necesario identificar especies vegetales (cultivadas y silvestres) que favorezcan el control biológico de plagas, pero que al mismo tiempo no sean hospederas de plagas y enfermedades de los cultivos. *A. curasavica*, como representante de la familia Apocynaceae, podría ser un ejemplo de ello. La familia cuenta con más de 300 especies ampliamente distribuidas en México (Juarez-Jaimes *et al.*, 2007). Si consideramos que miles de insectos fitófagos no son plaga de cultivos (Van Lenteren, 2007), el potencial del uso de hospederos alternos para la conservación de enemigos naturales es inmenso. En México apenas iniciamos con este esfuerzo.

Al hablar sobre diversificar los agroecosistemas, se debe tener presente además la diversificación genética del cultivo (Sarandón y Flores, 2014). La agricultura tipo *RV* no sólo ha reducido la diversidad espacial, sino también la genética, y la alta productividad de los híbridos modernos se basa en la uniformidad genética, lo que los hace frágiles hacia plagas y enfermedades. Comparativamente, las variedades criollas de cultivos, con mayor variabilidad genética, son más tolerantes a las plagas y enfermedades (Rosenthal y Dirzo, 1997).

El jitomate comercial es uno de los cultivos con mayor problemática fitosanitaria, con más de 13 especies de insectos plaga de importancia económica (King y Saunders, 1984; Liu y Trumble, 2005). El que se haya logrado producir jitomate con base en variedades criollas y diversificación vegetal como principios ecológicos para la autorregulación de poblaciones, alienta a pensar que es factible producir alimentos con un bajo uso de insumos químicos, o incluso sin ellos.

El control biológico por conservación es fundamental y podría decirse que fácil de implementar en áreas relativamente pequeñas (Wyckhuys *et al.*, 2013; Van Emden, 2002); por ejemplo, en sistemas de agricultura tradicional y orgánica. México es un país *sui generis* en cuanto a propiedad de la tierra y cultura campesina. La reducida superficie agrícola por productor (minifundios), el arraigo cultural y la cosmovisión que aún conservan miles de productores campesinos mexicanos son aspectos que pueden favorecer la implementación de agroecosistemas conservacionistas.

Con la presente revisión, se espera fortalecer la idea de que es posible el manejo de plagas más allá del uso de medidas terapéuticas. Incluso, el control biológico predominante mediante el incremento y liberación de algunas pocas especies de enemigos naturales es sólo paliativo, pues una y otra vez se repetirán las liberaciones de enemigos naturales. En todo caso, esas liberaciones masivas no deberían conflictuar con prácticas conservacionistas.

La conservación de enemigos naturales debe ser base fundamental de un manejo integrado de plagas (preventivo) y, más que pretender adaptar los enemigos naturales al ambiente de los agroecosistemas, debe hacerse lo contrario: adaptar las condiciones de los agroecosistemas a los requerimientos de los enemigos naturales. De esta manera se conservarán otras especies de organismos benéficos (no sólo insectos), como los polinizadores, descomponedores y reguladores bióticos de plantas (Fiedler *et al.*, 2008). Asimismo, ante el desmedido abuso en el cambio de uso del suelo en México, urgen investigaciones que fortalezcan el rediseño de agroecosistemas sustentables. En conclusión, la idea de la conservación de la entomofauna como base de sustentabilidad debe predominar en los nuevos paradigmas de producción agroalimentaria.

## LITERATURA CITADA

- ALTIERI, M.Á. 1995. *Agroecology: The science of sustainable agriculture*. West-view Press. Boulder, Colorado, EE.UU., 433 pp.
- ALTIERI, M.Á. y D.K. Letourneau. 1982. Vegetation management and biological control in agroecosystems. *Crop Protection*, volumen 1, número 4, 405-430 pp.
- ALTIERI, M.Á., y C.I. Nicholls. 2013. Agroecología: Única esperanza para la soberanía alimentaria y la resiliencia socioecológica. *Agroecología*, volumen 7, número 2, 65-83 pp.
- ALTIERI, M.Á. et al. 2015. *Crops, weeds and pollinators: Understanding Ecological Interactions for Better Management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia, 95 pp.
- ALTIERI, M.Á. y V.M. Toledo. 2011. The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *The Journal of Peasant Studies*, volumen 38, número 3, 587-612 pp.
- ANDOW, D.A. 1991. Vegetational Diversity and Arthropod Population Response. *Annual Review of Entomology*, volumen 36, 561-586 pp.
- BARKIN, D. 2003. Alleviating Poverty Through Ecotourism: Promises and Reality in the Monarch Butterfly Reserve of Mexico. *Environment, Development and Sustainability*, volumen 5, 371-382 pp.
- BATEMAN, R. y A. Chapple. 2001. The spray application of mycopesticide formulations. 289-309 pp. En Butt, T.M., C. Jackson y N. Magan (editores), *Fungi as Biocontrol Agents Progress, Problems and Potential*. CABI Publishing. Wallingford, Reino Unido.
- Bendaña-García, G. 2017. Mariposas, mariposarios y granjas de mariposas. *Revista de Temas Nicaragüenses*, número 106, 209-222 pp.
- CANO-VÁSQUEZ, E. 2001. Cría masiva de *Trichogramma pretiosum*, *Sitotroga cerealella* y *Chrysoperla externa*. *Manejo Integrado de Plagas*, número 60, 93-96 pp.
- CARSON, R. 2010. *Primavera silenciosa*. Crítica. Barcelona, España, 370 pp.
- CHAPMAN, R.K. y S. de J. Soria. 1983. Comparative *Forcipomyia* (Diptera, Ceratopogonidae) pollination of cacao in Central America and Southern Mexico. *Revista Theobroma*, volumen 13, 129-139 pp.
- CERRITOS, R., A. Wegier y V. Alavez. 2012. Toward the Development of Novel Long-Term Pest Control Strategies Based on Insect Ecological and Evolutionary Dynamics. 35-62 pp. En Soloneski, S. y M.L. Larramendy (edi-

- tores), *Integrated pest management and pest control-current and future tactics*. InTech. Croacia.
- COLEY, P.D., J.P. Bryant y F.S. Chapin. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, volumen 230, número 4728, 895-899 pp.
- CORTEZ-MADRIGAL, H. 1998. Impacto de malezas en el biocontrol de *Spodoptera frugiperda* (Lep: Noctuidae) en maíz. *Revista Chapingo, Serie Ingenieria Agropecuaria*, volumen 1, número 1, 19-23 pp.
- \_\_\_\_\_. 2004. El papel benéfico de las malezas en los agro-ecosistemas. 175-188 pp. En Tornero, C.M., J.F. López-Olguín y G. Aragón (editores), *Ciencias ambientales y agricultura*. Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- \_\_\_\_\_. 2008. Pulgón negro de los cítricos, *Toxoptera aurantii* (Hemiptera: Aphididae). 267-277 pp. En Arredondo-Bernal, H.G. y L.A. Rodríguez-Del Bosque (editores), *Casos de control biológico en México*. Mundo-prensa. México, D.F., México.
- CORTEZ-MADRIGAL, H., F. García-González y A. Guzmán-Larralde. 2014. Conservando la mariposa monarca (*Danaus plexippus* L.), conservando enemigos naturales de plagas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, volumen 20, número 3, 247-253 pp.
- CORTEZ-MADRIGAL, H., F. García-González, A. Guzmán-Larralde, J.A. Acuña-Soto y G. Otero-Colina. 2016. Conserving Phytophagous Arthropods to Conserve Natural Enemies: *Asclepias curassavica* as the Model. *Southwestern Entomologist*, volumen 41, número 3, 681-692 pp.
- DEBACH, P. (editor). 1964. *Biological Control of Insect Pests & Weeds*. Chapman and Hall. Londres, Reino Unido, 844 pp.
- DEBACH, P. y K.S. Hagen. 1964. Manipulación de especies entomófagas. 514-546 pp. En De Bach, P. (editor), *Control biológico de plagas de insectos y malas hierbas*. CECSA. México.
- DOUTT, R.L. y J. Nakata. 1973. The *Rubus* Leafhopper and its Egg Parasitoid: An Endemic biotic system useful in grape-pest management. *Environmental Entomology*, volumen 2, número 3, 381-386 pp.
- EHLER, L. 1998. Conservation Biological Control: Past, Present, and Future. 1-8 pp. En Barbosa, P. (editor), *Conservation Biological Control*. Academic Press. California, EE.UU.
- ESCAMILLA-PRADO, E., S. Escamilla-Femat, J.M. Gómez-Utrilla, M. Tuxtla-Andrade, J. Ramos-Elorduy y J.M. Pino-Moreno. 2012. Uso tradicional de tres especies de insectos comestibles en agroecosistemas cafetaleros del

- estado de Veracruz. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, volumen 15, número 2, 101-109 pp.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). 2000. *El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Enseñanza de los últimos cincuenta años*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia, 329 pp.
- \_\_\_\_\_. 2008. *Tools for conservation and use of pollination services. Initial survey of good pollination practices*. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Roma, Italia, 133 pp.
- FEENY, P.P. 1976. Plant Apparency and Chemical Defense. *Recent Advances in Phytochemistry*, volumen 10, 1-40 pp.
- FIEDLER, A.K., D.A. Landis y S.D. Wratten. 2008. Maximizing ecosystem services from conservation biological control: The role of habitat management. *Biological Control*, volumen 45, número 2, 254-271 pp.
- GLIESSMAN, S.R. 2007. *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. CRC Press. Florida, EE.UU., 384 pp.
- GODOY-CEJA, C.A. y H. Cortez-Madrigal. 2018. Potencial de *Aclepias curassavica* L. (Apocynaceae) en el control biológico de plagas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, volumen 9, número 2, 303-315 pp.
- GÓMEZ, B. y C. Junghans. 2014. Julieta Ramos Elorduy y la antropoentomofagia en Chiapas, México. 16-21 pp. En Medeiros, E. (compilador), *Julieta Ramos Elorduy, una vida de enseñanzas y labor*. Asociación Etnobiológica Mexicana, A.C. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- GUTIÉRREZ-CÁRDENAS, O.G., H. Cortez-Madrigal y E.A. Malo. 2018. Feromona sexual y hongos entomopatógenos: un plus en su aprovechamiento en el manejo de plagas. *Biotecnia*, volumen 20, número 3, 28-34 pp.
- HAWKES, J.G., N. Maxted y B.V. Ford-Lloyd. 2000. *The Ex Situ conservation of plant genetic resources*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda, 250 pp.
- HOFFMANN, M.P. y A.C. Frodsham. 1993. *Natural Enemies of Vegetable Insect Pests*. Cornell Cooperative Extension. Ithaca, Nueva York, EE.UU., 63 pp.
- HOYT, E. 1992. *Conservando los parientes silvestres de las plantas cultivadas*. Addison-Wesley Iberoamericana. Delaware, EE.UU., 52 pp.
- JACAS, J.A. y A. Urbaneja. 2010. Biological Control in Citrus in Spain: From Classical to Conservation Biological Control. 61-70 pp. En A. Ciancio y K.G. Mukerji (editores), *Integrated Management of Arthropod Pests and Insect Borne Diseases*. Springer. Londres, Reino Unido.

- JUÁREZ-JAIMES, V., L.O. Alvarado-Cárdenas y J.L. Villaseñor. 2007. La familia Apocynaceae *sensu lato* en México: diversidad y distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, volumen 78, número 2, 459-482 pp.
- KEHRLI, P., M. Lehmann y S. Bacher. 2004. Mass-emergence devices: a bio-control technique for conservation and augmentation of parasitoids. *Biological Control*, volumen 32, 191-199 pp.
- KING, A.B.S. y J.L. Saunders. 1984. *Las plagas invertebradas de cultivos anuales alimenticios en América Central: una guía para su reconocimiento y control*. Overseas Development Administration. Londres, Reino Unido, 181 pp.
- LANDERO-VALENZUELA, N., H. Cortez-Madrigal, C.F. Ortiz-García, M. Castellán-Estrada y G. Mora-Aguilera. 2007. Diversidad del cultivo del papayo y captura de áfidos alados (Hemiptera: Aphididae) en trampas de color en Tabasco. *Folia Entomológica Mexicana*, volumen 46, número 1, 65-76 pp.
- LANDIS, D.A., S.D. Wratten y G.M. Gurr. 2000. Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropods Pests in Agriculture. *Annual Review of Entomology*, volumen 45, 175-201 pp.
- LETOURNEAU, D.K. 1998. Conservation biology: Lessons for conservation natural enemies. 9-38 pp. En Barbosa, P. (editor), *Conservation Biological Control*. Academic Press. California, EE.UU.
- LIU, D. y J.T. Trumble. 2005. Interactions of plant resistance and insecticides on the development and survival of *Bactericera cockerelli* (Sulc.) (Homoptera: Psyllidae). *Crop Protection*, volumen 24, número 2, 111-117 pp.
- METCALF, R.L. y W.H. Luckmann. 1990. *Introducción al manejo integrado de plagas*. Editorial Limusa. México, D.F., México, 710 pp.
- MOLINA-OCHOA, J., J.E. Carpenter, E.A. Heinrichs y J.E. Foster. 2003. Parasitoids and parasites of *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae) in the Americas and Caribbean basin: An inventory. *Florida Entomologist*, volumen 86, número 3, 254-289 pp.
- MORA-AGUILERA, G., H. Cortez-Madrigal y G. Acevedo-Sánchez. 2017. Epidemiology of Entomopathogens: Basis for Rational Use of Microbial Control of Insects. *Southwestern Entomologist*, volumen 42, número 1, 153-169 pp.
- MORALES, F., R. Rivera-Bustamante, P.R. Salinas, I. Torres-Pacheco, P.R. Díaz, B.W. Avilés y J.G. Ramírez. 2005. Whiteflies as vectors of viruses in legumes and vegetable mixed cropping systems in the tropical lowlands of Central America, México and the Caribbean. Mexico. 177-196 pp. En Anderson, P.K. y F.J. Morales (editores), *Whitefly and whitefly-borne vi-*

- ruses in the tropics: Building a knowledge base for global action*. CIAT. Cali, Colombia.
- MUNYANEZA, J.E. 2013. *Bactericera cockerelli*. *Eppo Bulletin*, volumen 43, número 2, 202-208 pp.
- RODRÍGUEZ, M. 1978. *Plantas nocivas y cómo combatirlas*. Volumen II. Editorial Limusa. México, D.F., México, 574 pp.
- PEÑA-MARTÍNEZ, M.R., J.R. Lomelí, L.A. Trejo y N. Villegas. 2001. *Monitoreo de áfidos y afidófagos de importancia agrícola*. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas-Instituto Politécnico Nacional. México, D.F., México, 89 pp.
- PIMENTEL, D. y C.A. Edwards. 1982. Pesticides and ecosystems. *BioScience*, volumen 32, 595-600 pp.
- PIMENTEL, D. *et al.* 1992. Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience*, volumen 42, número 10, 750-760 pp.
- PIMENTEL, D. 2008. Conservation biological control. *Biological Control*, volumen 45, número 2.
- QUARLES, W. 2012. Brave new world-systemic pesticides and genetically engineered crops. *The IPM Practitioner*, volumen 33, 1-9 pp.
- QUARLES, W. y J. Grossman. 2002. Insectary plants intercropping and biological control. *The IPM Practitioner*, volumen 24, 1-11 pp.
- RAMOS-ELORDUY, J., J.M.P. Moreno, A.I. Vázquez, I. Landero, H. Oliva-Rivera y V.H.M. Camacho. 2011. Edible Lepidoptera in Mexico: Geographic distribution, ethnicity, economic and nutritional importance for rural people. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, volumen 7.
- ROOT, R.B. 1973. Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats. The Fauna of Collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, volumen 43, número 1, 95-124 pp.
- ROSENTHAL, J.P. y R. Dirzo. 1997. Effects of life history, domestication and agronomic selection on plant defense against insects: Evidence from maizes and wild relatives. *Evolutionary Ecology*, volumen 11, 337-355 pp.
- SALCEDO, S. y L. Guzmán. 2014. *Agricultura familiar en América Latina y el Caribe: Recomendaciones de política*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Santiago, Chile, 497 pp.
- SALVO, A. y G.R. Valladares. 2007. Parasitoides de minadores de hojas y manejo de plagas. *Ciencia e Investigación Agraria*, volumen 34, número 3, 167-185 pp.
- SÁNCHEZ-PEÑA, P. *et al.* 2006. Sources of resistance to whitefly (*Bemisia* spp.) in wild populations of *Solanum lycopersicum* var. *cerasiforme* (Dunal) Spoon-

- er G.J. Anderson et R.K. Jansen, in Northwestern Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution*, volumen 53, número 4, 711-719 pp.
- SARANDÓN, S.J. y C.C. Flores. 2014. La insustentabilidad del modelo agrícola actual. 13-41 pp. En Sarandón, S.J. y C.C. Flores (editores), *Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sostenibles*. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales-Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, Argentina.
- STINNER, B.R. y D.H. Stinner. 1989. Plant-animal interactions in agricultural ecosystems. 353-442 pp. En Abrahamson, W.G. (editor), *Plant animal interactions*. McGraw-Hill. Nueva York, EE.UU.
- TRIPLEHORN, C.A., N.F. Johnson y D.J. Borror. 2005. *Borror and Delong's Introduction to the Study of Insects*. Thompson Brooks/Cole. California, EE.UU., 864 pp.
- VAN EMDEN, H.F. 2002. Conservation biological control: from theory to practice. 14-18 pp. En R. Van Driesche (editor), *Proceedings of the 1<sup>st</sup> International Symposium on Biological Control of Arthropods*. United States Department of Agriculture Forest Service. Hawái, EE.UU.
- VAN LENTEREN, J.C. 2007. *Internet book of biological control*. Cuarta edición. Recuperado desde: [www.iobc-global.org](http://www.iobc-global.org). Wageningen, Holanda.
- WYCKHUYS, K.A.G., Y. Lu, H. Morales, L.L. Vázquez, J.C. Legaspi, P.A. Eliopoulos y L.M. Hernández. 2013. Current status and potential of conservation biological control for agriculture in the developing world. *Biological Control*, volumen 65, número 1, 152-167 pp.
- ZANDSTRA, B.H. y P.S. Motooka. 1978. Beneficial Effects of Weeds in Pest Management-A Review. *International Journal of Pests Management*, volumen 24, número 3, 333-338 pp.

# MANEJO DEL TURISMO PARA LA CONSERVACIÓN DEL TIBURÓN BALLENA (*Rhincodon typus*) EN MÉXICO

AUSTIN NÉSTOR MONTERO-QUINTANA\*

CARLOS FIDENCIO OCAMPO-VALDEZ\*

JOSÉ ABRAHAM VÁZQUEZ-HAIKIN\*\*

MARCELA OSORIO-BERISTAIN\*\*\*

## RESUMEN

Los animales silvestres perciben la aproximación de humanos como un riesgo de depredación. El efecto de este riesgo surge cuando la presa altera su conducta en respuesta al depredador, lo que conlleva costos al impactar en actividades importantes para el éxito reproductivo y sobrevivencia del animal. A pesar de esto, en las últimas décadas, la aproximación a animales silvestres ha ido en aumento en forma de turismo a nivel mundial. Una de las especies más utilizadas y que se han vuelto icónicas en actividades turísticas es el tiburón ballena (*Rhincodon typus*). En México se agrupa anualmente en las aguas de Baja California, Baja California Sur, Nayarit y Quintana Roo, estados donde se ha desarrollado una industria turística para nadar con el animal, lo cual presenta un reto para el manejo de un turismo sustentable. Al respecto, generamos información con indicadores del efecto del turismo en actividades sustanciales para la vida del animal. En el Golfo de California, la aproxima-

---

\* Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Avenida Universidad 1001, Chamilpa, C.P. 62209, Cuernavaca, Morelos, México.

\*\* Grupo de monitoreo comunitario Pejesapo, Bahía de los Ángeles, C.P. 22980, Baja California, México.

\*\*\* Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Autora de correspondencia: mosorio@uaem.mx

ción de nadadores puede provocar que el tiburón deje de alimentarse, con una disminución potencial de energía para su crecimiento y reproducción. En Quintana Roo existe un turismo desbocado cuyos efectos negativos se desconocen y podrían culminar en la pérdida de la agregación en esa zona. Por ello, recomendamos la diversificación de actividades turísticas, lo cual podría disminuir el estrés del tiburón derivado de la aproximación de nadadores y lanchas. Asimismo, la derrama económica debe priorizar tanto la conservación del tiburón ballena como a las comunidades locales. Los códigos de conducta deben cumplirse y gestionarse considerando las características socioculturales de los turistas.

## INTRODUCCIÓN

La fauna silvestre percibe a los humanos como depredadores, lo cual le induce estrés fisiológico, y a esto se debe que los animales silvestres nos eviten: escapan, vuelan, vigilan, se sumergen, se esconden, aceleran la marcha, cambian patrones de agrupación y rutas de movimiento (Beauchamp, 2015). Esto afecta negativamente actividades cruciales para su sobrevivencia y reproducción, como la alimentación, la socialización, el cortejo y el descanso. La tolerancia de los animales hacia el disturbio humano cambia entre las diferentes especies, una variación que se liga a la historia evolutiva, la plasticidad conductual, el desarrollo ontogenético y a experiencias previas. De este modo, hay organismos que se habitúan a tolerar más el disturbio humano y se encuentran cerca de o en sitios con alta densidad de actividad humana, como aquellos donde opera el turismo, y por el contrario, los animales menos tolerantes y sensibles al disturbio desaparecen localmente.

Los animales que dependen de la fenología de aparición de ciertos recursos, como el alimento y la temporalidad de los sitios de reproducción o de crianza, difícilmente pueden cambiar su sitio de actividad o rutas de movimiento, lo cual aprovechan los manejadores de turismo para las actividades de encuentro con la fauna silvestre. Por esto, la presencia de humanos es un disturbio crónico que los animales no pueden evitar. Los efectos del turismo no suelen ser letales de inmediato, pero sus consecuencias negativas pueden impactar a nivel poblacional y ecosistémico, al igual que ocurre con la depredación letal. Es por lo anterior que la actividad turística debe volverse sustentable, promoviendo el bienestar mutuo tanto para los pobladores locales como para los animales y mejorando las oportunidades para el futuro.

## EL TIBURÓN BALLENA

El tiburón ballena (*Rhincodon typus*) es una especie que se encuentra en peligro de extinción (Pierce y Norman, 2016). La especie fue descrita por Andrew Smith a partir de un espécimen de Sudáfrica en 1828 y el animal, que se vendió por £6.00, se encuentra en el Museo de Historia Natural de París (Stevens, 2007). En esta primera descripción se utilizó el nombre binomial de *Rhiniodon typus*, pero al año siguiente, una segunda descripción fue publicada donde se utilizaba el nombre de *Rhincodon typus* (Penrith, 1972). Esta especie pertenece a la clase de los peces cartilagosos, los Condrictios (Chondrichthyes); a la subclase Elasmobranchii, que comprende tiburones y rayas; al orden Orectolobiformes, que incluye tiburones alfombra con 44 especies, y a la familia Rhincodontidae, de la cual *Rhincodon typus* es la única especie representante. Éste es el pez más grande del mundo, con una talla máxima reportada de hasta 20 m de longitud y 34 toneladas de peso (Che-Tsung *et al.*, 1997).

Junto con el tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) y el tiburón de boca ancha (*Megachasma pelagios*), éste es uno de los tres únicos tiburones filtradores conocidos (Nelson y Eckert, 2007). Esta especie se alimenta en gran parte de zooplancton mediante mecanismos de filtración en tres formas principales reportadas (Figura 1): la alimentación activa, relacionada con la mayor abundancia de zooplancton, la alimentación estacionaria y, finalmente, la alimentación pasiva, asociada a la menor abundancia de zooplancton (Nelson y Eckert, 2007). Estos tipos de alimentación, a excepción de la pasiva, no suelen verse en otros tiburones filtradores. El mecanismo y la conducta de forrajeo del tiburón ballena parecen estar muy bien adaptados a grandes concentraciones de alimento (Colman, 1997). Además, a diferencia de las otras dos especies de tiburones filtradores y de otros organismos filtradores, el tiburón ballena es capaz de mantenerse estacionario mientras filtra grandes cantidades de agua, succionándola y haciéndola pasar por sus agallas (Colman, 1997; Sims, 2000). Este eficiente mecanismo le permite minimizar el gasto energético, comparado con las estrategias de forrajeo de otros filtradores (Sanderson *et al.*, 1994), sin embargo, es posible que el especializarse en esta forma de alimentación dificulte el forrajeo de alimento planctónico difuso, lo que podría llevarlo a depender de densas agregaciones de zooplancton (Taylor, 2007). Por otra parte, los parches de alimento son efímeros, pues se forman con el desove de otros organismos o de la acumulación de zooplancton.

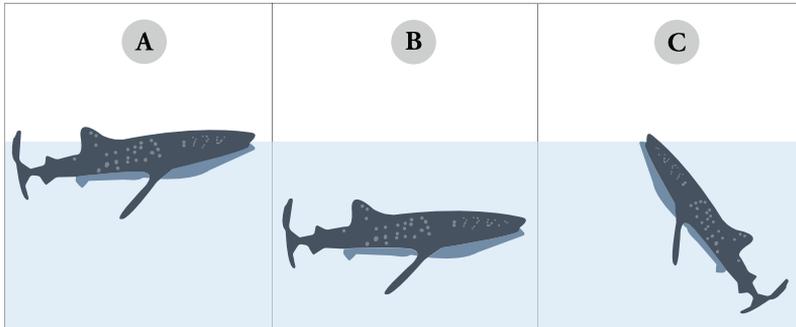


FIGURA 1

Técnicas de alimentación del tiburón ballena. En la figura A se muestra un individuo en alimentación activa, la cual ocurre en la superficie: el tiburón avanza con la boca abierta y la mandíbula superior sobre la superficie. En la figura B se muestra un individuo en alimentación pasiva: el tiburón avanza bajo el agua con la boca abierta y no realiza movimientos de succión. En la figura C se muestra un individuo en la típica posición vertical conocida como alimentación estacionaria: el tiburón no se desplaza, pero succiona activamente el agua.

A lo largo del siglo pasado, el conocimiento del tiburón ballena fue muy escaso, ya que se limitaba a reportes de ocurrencia y avistamientos en diferentes sitios del planeta. No obstante, en los últimos 20 años, la cantidad de estudios sobre el tiburón ha aumentado, pasando de un promedio de menos de tres publicaciones por año, entre 1992 y 2005, a 15.7 en los siguientes seis años (Sequeira *et al.*, 2013). Aun así, el conocimiento sobre la biología de la especie es bastante limitado; por ejemplo, su sistema sensorial ha sido poco estudiado y no se conocen sus habilidades visuales o auditivas, siendo que es posible observar a los tiburones reaccionar visualmente a nadadores y buzos. Este animal tiene el oído interno más grande de todo el reino (Martin, 2007; Muller, 1999); sin embargo, aún se desconoce su función. Asimismo, cuenta con una gran cantidad de receptores por todo el cuerpo, aunque no se sabe cómo trabajan sus sistemas vibratosensorial y electrosensorial (Martin, 2007). De este modo, preguntas como: ¿de qué forma se comunican?, ¿cómo ubican los sitios de alimentación? o ¿cómo se orientan? todavía no tienen respuesta. El misterio aplica de la misma manera para el conocimiento sobre su biología reproductiva, ya que son muy pocos los reportes de crías con tallas de entre 55 cm y 93

cm que se han encontrado nadando libremente en mar abierto (Martin, 2007) y aún son desconocidos los sitios de nacimiento y ubicaciones de aquellos con tallas menores a 3 m de longitud (Martin, 2007).

Las agrupaciones de tiburón ballena ocurren durante varios meses al año y en distintos sitios del planeta, así que resulta interesante que aún no se puedan responder preguntas básicas sobre su biología. Destacan tres grupos de estudios sobre las conductas del tiburón ballena: el primero comprende casi exclusivamente estudios sobre conductas de forrajeo donde se reporta la alimentación de zooplankton mediante filtración (Motta *et al.*, 2010; Nelson y Eckert, 2007), el segundo lo ocupan estudios de marcaje con etiquetas acústicas y satelitales con los que se registran los desplazamientos de los animales en determinados sitios (Brunnschweiler *et al.*, 2009; Graham *et al.*, 2006; Graham, 2004; Gunn *et al.*, 1999) y el tercer grupo está formado por estudios que evalúan la reacción del tiburón ballena a la aproximación humana. En éstos se ha encontrado que los tiburones ballena responden de forma evasiva o escapando a la presencia humana (Pierce *et al.*, 2010; Quiros, 2007; Rezzolla y Storai, 2010; Montero-Quintana *et al.*, 2018). También hay reportes de habituación donde el escape ante la aproximación de nadadores es menor en animales con más de un avistamiento en el sitio de alimentación (Montero-Quintana *et al.*, 2018). Finalmente, se menciona que los animales se mantienen en el sitio por más tiempo cuando son alimentados desde las embarcaciones turísticas (Araujo *et al.*, 2016; Sanzogni *et al.*, 2015); por ejemplo, en Oslob, Filipinas, los turistas alimentan a los animales con crustáceos descongelados.



FIGURA 2

Mapa de distribución del tiburón ballena. La barra transparente indica la zona tropical y las zonas subtropicales, las líneas punteadas indican el trópico de Cáncer y de Capricornio, los puntos rojos indican los sitios de agregación del tiburón ballena descritos hasta la fecha y su tamaño representa aquel de la agregación. Se resalta la agregación más grande del mundo en la Reserva de la Biósfera Tiburón Ballena, en Quintana Roo, México

## DISTRIBUCIÓN DEL TIBURÓN BALLENA

El tiburón ballena es un organismo pelágico y presenta una distribución global (Stevens, 2007; Figura 2). Sin embargo, los animales se agrupan de manera temporal para alimentarse en sitios cercanos a las costas, con aguas superficiales cálidas y ricas en zooplancton, y en estas agregaciones pueden llegar a reunirse decenas de individuos. En la Reserva de la Biósfera Tiburón Ballena, en la península de Yucatán, México, ocurre la agrupación más grande de tiburón ballena en el mundo, y en el 2009 se contaron más de 420 tiburones observados en un único reconocimiento aéreo (De la Parra-Venegas *et al.*, 2011). Aparentemente, estas agrupaciones sólo se forman para la alimentación, ya que hasta ahora no se ha reportado ninguna cópula o cortejo. Por otra parte, la ocurrencia del tiburón ballena responde a picos de abundancia en determinados meses del año que se relacionan con explosiones de zooplancton. Al respecto, los sitios conocidos donde la ocurrencia anual de los tiburones es predictiva se encuentran actualmente en los océanos Pacífico, Índico y Atlántico (Sequeira *et al.*, 2013). En el océano Atlántico, la mayor ocurrencia se ha registrado en las Islas Azores en Portugal, la península de Yucatán en México, Gladden Spit en Belice, las Islas de la Bahía en Honduras y el Archipiélago de San Pedro y San Pablo en Brasil. En el océano Índico se encuentran con más frecuencia en KwaZulu-Natal en Sudáfrica, Mozambique, Madagascar, las Islas Seychelles, Zanzíbar en Tanzania, Shimoni y Mombassa en Kenia, Yibuti en el cuerno de África, Guyarat y Tamil Nadu en India, Las Maldivas, Bangladesh, Tailandia, y la Costa de Ningaloo e Isla Navidad en Australia. Por último, en el océano Pacífico, la mayor ocurrencia de tiburón ballena ha sido en las Islas Okinawa y las Islas Ogasawara en Japón, Filipinas, Taiwán, el Mar del Coral en Australia, Nueva Zelanda, Galápagos, y el Golfo de California en México.

## TURISMO CON EL TIBURÓN BALLENA

El turismo con el tiburón ballena surgió inicialmente en la costa de Ningaloo, Australia, a finales de la década de 1980 (Cagua *et al.*, 2014). Ésta es una actividad que ha prosperado en distintas partes del mundo y ha llegado a generar derramas económicas millonarias en los países donde se realiza. Cagua y sus colaboradores (2014) calcularon que el ingreso promedio para el atolón Ari en la República de las Maldivas en 2012 y 2013 fue de entre 7.6 y 7.9 millones de

dólares, respectivamente. Por su parte, Cisneros-Montemayor y sus colaboradores (2013) estimaron los beneficios económicos del turismo con tiburones ballena en 70 sitios de 45 países y en su estudio se reportó que 590,000 turistas generan más de 314 millones de dólares y más de 10 mil trabajos alrededor del mundo. De este modo, la actividad turística podría ser un medio para la conservación del tiburón ballena y, junto con ésta, la de otras especies y sus hábitats, convirtiéndose en una especie bandera. Asimismo, en algunos sitios se ha vuelto una especie sombrilla, lo cual permite la protección de áreas marinas y, al delimitar su zona de alimentación y establecer un control de pesca, otras especies resultan beneficiadas.

Existe la discusión sobre si las actividades turísticas son intrusivas o sostenibles para el tiburón ballena, ya que, si bien figuran como “benignas”, también pueden poner en riesgo la sustentabilidad y conservación de la especie. Un ejemplo es el caso de la Reserva de la Biósfera Tiburón Ballena, en el estado de Quintana Roo, pues se ha estimado que el número de turistas que visitan la entidad para interactuar con el tiburón ballena llega a superar las 100 mil personas (Mimila-Herrera *et al.*, 2016). En dicha reserva, decenas de embarcaciones rodean las agregaciones de esta especie en el pico de la temporada turística y, además, existe una limitada regulación de estas actividades respecto al encuentro con el animal, así como del seguimiento de los códigos éticos de conducta, por lo que desconocemos su efecto en el ciclo de vida del tiburón ballena. Resulta importante entender la dinámica de estas actividades y conocer los sectores involucrados y el papel que desempeñan en la interacción, para lo cual se deben considerar aspectos básicos de regulación, promoción, motivaciones y características socioculturales de los turistas, lo que permitirá hacer intervenciones que minimicen el disturbio.

#### EFFECTO DEL TURISMO EN EL TIBURÓN BALLENA EN MÉXICO

Para conocer el efecto del turismo que se acerca a nado o en lancha al tiburón ballena, entre septiembre y noviembre del 2014 realizamos observaciones del comportamiento de tiburones ballena al aproximarse embarcaciones y nadadores en Bahía de los Ángeles en el Golfo de California (28° 59' – 29° 03' N, 113° 30' – 113° 26' W; Montero-Quintana *et al.*, 2018). Simulamos el disturbio causado por los turistas que se aproximan a nado y en lancha, y re-

gistramos la conducta del animal antes, durante y después de la aproximación del nadador y la embarcación (Cuadro 1). La conducta del animal previo a la aproximación fue de alimentación o navegación; aquí registramos forrajeo, evasión y vigilancia (Montero-Quintana *et al.*, 2018). Para identificar a los individuos, fotografiamos el área postbranquial de cada tiburón (Figura 3) y registramos su patrón de puntos usando el programa I3S (Pierce, 2007; Speed, *et al.*, 2007). Finalmente, utilizamos la base de datos del grupo de monitoreo y prestadores de servicio turístico Pejesapo para identificar a los animales que ya habían visitado el sitio y a los que acudieron por primera vez.

Encontramos que al aproximarse la embarcación y el nadador, los tiburones más pequeños tienden a interrumpir su alimentación con más frecuencia que los tiburones más grandes, además de que las conductas de evasión relacionadas con estrés (vigilancia, cambio de dirección, inmersión y aceleración) fueron más comunes durante la aproximación del nadador que cuando se aproximó la embarcación. Asimismo, fue más probable que los tiburones que acudían por primera vez a la bahía interrumpieran su alimentación para mostrarse en vigilancia que aquellos que ya la habían visitado. Lo anterior demuestra que cuando los humanos se aproximan, los tiburones ballena sienten estrés y pausan sus actividades vitales, como la alimentación, y aunque esto podría no tener implicaciones letales a corto plazo, el incremento en el número de interacciones, como ocurre con el turismo masivo, puede aumentar el estrés en los animales. Por el disturbio, los animales más sensibles pueden ser desplazados de los sitios de alimentación y la disminución de la ingesta alimenticia en el animal puede tener consecuencias en su sobrevivencia y reproducción.

Debemos ser cuidadosos al generalizar los resultados de este estudio, ya que se obtuvieron en específico con un nadador y una embarcación aproximándose a los tiburones ballena, además de que los animales investigados pertenecen al Golfo de California, donde están aislados genéticamente de la población de tiburones ballena del Atlántico (Ramírez-Macías, 2011). Por esta razón, sugerimos la realización de un estudio sobre el efecto del turismo en los tiburones ballena de Quintana Roo, donde las actividades son masivas, pues si bien nos referimos a la misma especie, diversas poblaciones pueden manifestar comportamientos diferentes, así como una sensibilidad distinta a los disturbios como la aproximación humana. Del mismo modo, recomendamos medir potenciales adaptaciones locales (Montero-Quintana *et al.*, 2018)

CUADRO I  
 Conductas registradas en el tiburón ballena ante la aproximación de turistas  
 en embarcaciones o a nado (Montero-Quintana, 2016)

REACCIÓN	TIPO	DESCRIPCIÓN
Inspección		El tiburón ballena se desplaza en dirección al nadador o a la embarcación y puede realizar movimientos en círculo alrededor de éstos.
Vigilancia		El tiburón ballena deja de alimentarse cerrando el hocico casi completamente y se mantiene inmóvil, de frente o de lado a la embarcación o al nadador.
Evasión ("escape del depredador")	Evasión direccional	El tiburón ballena se desplaza en dirección contraria al nadador o a la embarcación.
	Inmersión	El tiburón ballena se desplaza a mayor profundidad.
	Aceleración	El tiburón ballena aumenta la velocidad de su desplazamiento.
	Estremecimiento	Aceleración repentina en el desplazamiento del tiburón ballena, con movimientos violentos de la cola que lo posicionan en dirección contraria al nadador o a la embarcación. Esto suele ser causado por el contacto con la embarcación o el nadador.
Inclinación lateral		Inclinación del cuerpo del tiburón ballena, con la cual expone el dorso al nadador.



FIGURA 3

Fotografía del área postbranquial de un tiburón ballena en Bahía de los Ángeles, Baja California, México. Los puntos amarillos muestran el área donde se registra el patrón de puntos de los tiburones ballena para la identificación de individuos

#### PROPUESTAS DE MANEJO

Los tiburones ballena son longevos y su biología es casi desconocida, lo cual representa una limitación para evaluar los efectos del turismo en su supervivencia y reproducción, por lo que los estudios sobre cambios de actividad en conductas relevantes para la adecuación de los animales son una herramienta de monitoreo indispensable. El registro de conductas de escape y evasión ante un disturbio permite valorar el estado del animal, con lo que se pueden tomar medidas de manejo del turista. Por su parte, la perturbación acotada del nadador y embarcación aproximándose al animal le genera estrés (Montero-Quintana *et al.*, 2018) y la perturbación excesiva por causa del turismo podría originar cambios en su distribución y abundancia (Quiros, 2005; Sequeira *et al.*, 2013). Sin embargo, el turismo de vida silvestre permite la generación de empleos y un importante flujo económico, de modo que es urgente encontrar la manera de aprovechar la especie mediante un turismo sustentable. Para llevar

a cabo este compromiso, es necesario que las empresas y el gobierno inviertan en la realización de estudios científicos que brinden información.

Se requiere implementar el monitoreo sistemático y comparable entre los sitios de los animales, que permita tomar medidas de manejo local (Haskell *et al.*, 2015; Quiros, 2005), así como estrategias que diversifiquen las actividades turísticas para disminuir la presión de nadadores y embarcaciones sobre el animal. México es el país con la mayor cantidad de tiburones ballena registrados y cuenta con una industria turística creciente. Entonces, es responsabilidad tanto del gobierno local y federal como de los actores involucrados mantener una industria sustentable, al tiempo que se generen empleos dignos para los pobladores locales y se conserve la especie, que ahora aparece en la categoría de “en peligro de extinción”. Enseguida se enlistan algunas recomendaciones.

#### RECOMENDACIONES PARA TURISTAS

1. Seguir el código de conducta; en particular, no tocar al animal.
2. Mantenerse con bajos niveles de ruido durante la visita al tiburón ballena.
3. Evitar aproximarse en lancha a menos de 5 m del animal.
4. Evitar aproximarse a nado a menos de 2 m del animal.
5. Si el animal se aproxima al nadador o a la embarcación, observarlo, evitando movimientos bruscos y sin usar *flash* para fotografiarlo.
6. Informarse sobre la historia natural del tiburón ballena y del sitio a visitar.

#### RECOMENDACIONES PARA PRESTADORES DE SERVICIOS

1. Elaborar reportes numéricos que incluyan el número de turistas y sus variables socioculturales.
2. Actualizar al turista y a los guías de turistas mediante pláticas sobre el efecto de la aproximación en sus actividades y las repercusiones que éstas tienen a corto y largo plazo en la biología del animal. Además, informar sobre la historia natural de los sitios turísticos, para lo cual se debe contratar personal especializado con título universitario en biología de animales marinos, zonas costeras, geografía, educación ambiental, historia y sociología.
3. Incluir en la publicidad folletos y páginas electrónicas informativas sobre la biología del animal y la historia natural del sitio turístico.

4. Diversificar la oferta de actividades alrededor del tiburón ballena.
5. Evitar aproximaciones masivas en lancha y a nado.

#### RECOMENDACIONES PARA EMPRESAS

1. En el caso de las empresas que se dedican a los paseos turísticos, éstas podrían invertir en el sitio turístico en limpieza de playas, educación ambiental, folletos y placas informativas en playas, plazas, calles del sitio turístico y senderos de observación, así como otras actividades que permitan al público conocer más sobre la especie y respetar su hábitat.
2. Promocionar la oferta de los servicios de turismo alrededor del tiburón ballena de manera diferente a los del turismo convencional, haciendo énfasis en la importancia de seguir el código de conducta y en la vulnerabilidad de la especie.
3. Brindar capacitación especial a los guías contratados por las agencias, con información sobre la biología y los efectos del turismo en el tiburón ballena, el código de conducta y la importancia de seguirlo.
4. En el caso de los turistas, capitanes, marineros, guías, prestadores de servicio, agencias y gobierno, asumir la corresponsabilidad en la mejora de esta actividad turística para garantizar la conservación del tiburón ballena.

#### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a PRONATURA Noroeste, CONANP, Christian Portillo y Jesús Zata-rain González por su apoyo en logística. Estamos profundamente agradecidos con José Arce Smith, Ricardo Arce Navarro y Joel Prieto Villavicencio, quienes han sido capitanes de las embarcaciones, así como con Ricardo Arce Navarro e Ian Velasco Espinoza, quienes participaron en la colecta de datos. ANMQ y CFOV recibieron una beca CONACYT para estudios de posgrado durante la escritura del documento.

## LITERATURA CITADA

- ARAUJO, G. *et al.* 2017. Population structure, residency patterns and movements of whale sharks in Southern Leyte, Philippines: results from dedicated photo-ID and citizen science. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, volumen 27, número 1, 237-252 pp.
- BEAUCHAMP, G. 2015. *Animal Vigilance: Monitoring Predators and Competitors*. Elsevier. Ámsterdam, Holanda, 272 pp.
- BRUNNSCHWEILER, J.M., H. Baensch, S.J. Pierce y D.W. Sims. 2009. Deep-diving behaviour of a whale shark *Rhincodon typus* during long-distance movement in the western Indian Ocean. *Journal of Fish Biology*, volumen 74, número 3, 706-714 pp.
- CAGUA, E.F., N. Collins, J. Hancock y R. Rees. 2014. Whale shark economics: a valuation of wildlife tourism in South Ari Atoll, Maldives. *PeerJ*, volumen 2, p. e515.
- CECH, S. y A. Cheer. 1994. Paddlefish Buccal Flow Velocity During Ram Suspension Feeding and Ram Ventilation. *The Journal of Experimental Biology*, volumen 186, 145-156 pp.
- CHEN, C.-T., K.-M. Liu y S.-J. Joung. 1997. Preliminary Report on Taiwan's Whale Shark Fishery. *Traffic Bulletin*, volumen 17, número 1, 53-57 pp.
- COLMAN, J.G. 1997. A review of the biology and ecology of the whale shark. *Journal of Fish Biology*, volumen 51, número 6, 1219-1234 pp.
- DE LA PARRA-VENEGAS, R., R. Hueter, J. González-Cano, J. Tyminski, J.G. Remolina, M. Maslanka, A. Ormos, L. Weigt, B. Carlson y A. Dove. 2011. An Unprecedented Aggregation of Whale Sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican Coastal Waters of the Caribbean Sea. *Plos One*, volumen 6, número 4, p. e18994.
- GRAHAM, R.T. 2004. Global whale shark tourism: a "golden goose" of sustainable and lucrative income. *Shark News*, volumen 16, 8-9 pp.
- GRAHAM, R.T., C.M. Roberts y J.C.R. Smart. 2006. Diving behaviour of whale sharks in relation to a predictable food pulse. *Journal of the Royal Society Interface*, volumen 3, número 6, 109-116 pp.
- GUNN, J.S., J.D. Stevens, T.L.O. Davis y B.M. Norman. 1999. Observations on the short-term movements and behaviour of whale sharks (*Rhincodon typus*) at Ningaloo Reef, Western Australia. *Marine Biology*, volumen 135, 553-559 pp.

- HASKELL, P.J. *et al.* 2015. Monitoring the effects of tourism on whale shark *Rhincodon typus* behaviour in Mozambique. *Oryx*, volumen 49, número 3, 492-499 pp.
- MARTIN, R.A. 2007. A review of behavioural ecology of whale sharks (*Rhincodon typus*). *Fisheries Research*, volumen 84, número 1, 10-16 pp.
- MIMILA-HERRERA, E., J.A. Trujillo-Córdova, N. Cárdenas-Palomo y O.F. Reyes-Mendoza. 2016. Tourist satisfaction with whale shark watching and swimming tours in the Mexican Caribbean. *QScience Proceedings, The 4<sup>th</sup> International Whale Shark Conference*.
- MONTERO-QUINTANA, A.N. 2016. Efecto de la aproximación de nadadores y embarcaciones en el comportamiento del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) en Bahía de Los Ángeles, B.C., México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México, 70 pp.
- MONTERO-QUINTANA, A.N., J.A. Vázquez-Haikin, T. Merklung, P. Blanchard y M. Osorio-Beristain. 2018. Ecotourism impacts on the behaviour of whale sharks: an experimental approach. *Oryx*, 1-6 pp.
- MOTTA, P.J. *et al.* 2010. Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. *Zoology*, volumen 113, número 4, 199-212 pp.
- MULLER, M. 1999. Size Limitations in Semicircular Duct Systems. *Journal of Theoretical Biology*, volumen 198, número 3, 405-437 pp.
- NELSON, J.D. y S.A. Eckert. 2007. Foraging ecology of whale sharks (*Rhincodon typus*) within Bahía de Los Angeles, Baja California Norte, México. *Fisheries Research*, volumen 84, número 1, 47-64 pp.
- PENRITH, M.J. 1972. Earliest Description and Name for the Whale Shark. *Copeia*, volumen 1972, número 2, p. 362.
- PIERCE, S.J. 2007. Processing photographic identifications of whale sharks using the interactive individual identification system (I3s). *Frontiers in Zoology*, volumen 4.
- PIERCE, S.J., A. Méndez-Jiménez, K. Collins, M. Rosero-Caicedo y A. Mondjem. 2010. Developing a Code of Conduct for whale shark interactions in Mozambique. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, volumen 20, número 7, 782-788 pp.
- PIERCE, S.J. y B. Norman. 2016. *Rhincodon typus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*.

- QUIROS, A. 2005. Whale Shark “Ecotourism” in the Philippines and Belize: Evaluating Conservation and Community Benefits. *Tropical Resources Bulletin*, volumen 24, 42-48 pp.
- . 2007. Tourist compliance to a Code of Conduct and the resulting effects on whale shark (*Rhincodon typus*) behavior in Donsol, Philippines. *Fisheries Research*, volumen 84, número 1, 102-108 pp.
- RAMÍREZ-MACÍAS, D. 2011. Estructura genética del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) a escala global (Pacífico, Índico y Atlántico) y estimación de abundancia en isla Holbox y el Golfo de California. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, s.c. La Paz, México, 105 pp.
- REZZOLLA, D. y T. Storai. 2010. “Whale Shark Expedition”: Observations on *Rhincodon typus* from Arta Bay, Gulf of Tadjoura, Djibouti Republic, Southern Red Sea. *Cybium*, volumen 34, número 2, 195-206 pp.
- SANZOGNI, R.L., M.G. Meekan y J.J. Meeuwig. 2015. Multi-Year Impacts of Ecotourism on Whale Shark (*Rhincodon typus*) Visitation at Ningaloo Reef, Western Australia. *Plos One*, volumen 10, número 9, p. e0127345.
- SEQUEIRA, A.M.M., C. Mellin, M.G. Meekan, D.W. Sims y C.J.A. Bradshaw. 2013. Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. *Journal of Fish Biology*, volumen 82, número 2, 367-389 pp.
- SIMS, D.W. 2000. Filter-feeding and cruising swimming speeds of basking sharks compared with optimal models: They filter-feed slower than predicted for their size. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, volumen 249, número 1, 65-76 pp.
- SPEED, C.W., M.G. Meekan y C.J.A. Bradshaw. 2007. Spot the match - wildlife photo-identification using information theory. *Frontiers in Zoology*, volumen 4.
- STEVENS, J.D. 2007. Whale shark (*Rhincodon typus*) biology and ecology: A review of the primary literature. *Fisheries Research*, volumen 84, número 1, 4-9 pp.
- TAYLOR, J.G. 2007. Ram filter-feeding and nocturnal feeding of whale sharks (*Rhincodon typus*) at Ningaloo Reef, Western Australia. *Fisheries Research*, volumen 84, número 1, 65-70 pp.

## EL LAGO DE PÁTZCUARO DURANTE EL CARDENISMO: ENTRE LA CONSERVACIÓN Y LA ANTROPIZACIÓN

JUAN HUMBERTO URQUIZA GARCÍA\*

### RESUMEN

Este capítulo aborda algunos de los trabajos desarrollados por los técnicos del Departamento Forestal y de Caza y Pesca (DFCP) en materia de investigación y experimentación piscícola en el Lago de Pátzcuaro durante el periodo cardenista, y pretende demostrar que la experimentación y la preocupación por conservarlo han sido una constante en la historia de nuestro país. Se puede sostener, a partir de las fuentes históricas, que éste es uno de los primeros esfuerzos institucionales enfocados tanto a la investigación como a la protección de la fauna lacustre en nuestro territorio, lo cual sentó las bases para que trabajos posteriores, como los del reconocido ictiólogo Fernando de Buen, se desarrollaran décadas más tarde.

### INTRODUCCIÓN

La conservación en México y el mundo es una preocupación histórica y, al estudiar su historia, podemos distinguir tres etapas clave: 1) la etapa de conservación impositiva, donde las comunidades locales no están incluidas, 2) la etapa de conservación tutelada, donde las comunidades locales están incorporadas, pero sus prácticas son dirigidas desde las comunidades científicas estatales y 3) la etapa de conservación participativa, donde se incorporan los conocimientos

---

\* Coordinación de Humanidades, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Mario de la Cueva s/n, Ciudad Universitaria, c.p. 04510, Ciudad de México. Autor de correspondencia: [humberto.urquiza@flaco.edu.mx](mailto:humberto.urquiza@flaco.edu.mx)

locales de la naturaleza y las prácticas para utilizar los recursos naturales. En el caso del Lago de Pátzcuaro, durante el sexenio de Lázaro Cárdenas (1934-1940) podemos ver un modelo de conservación tutelada desde los expertos científicos del estado.

Este trabajo es una invitación a pensar, desde la perspectiva histórica, sobre los procesos y modificaciones que los seres humanos hemos provocado en la naturaleza. Considero que se debe destacar el hecho de que las medidas adoptadas por el Departamento Forestal y de Caza y Pesca (DFCP, 1935-1939) buscaron conservar especies como el pescado blanco, pero también incrementar la riqueza natural del país introduciendo “especies exóticas”. Desde un punto de vista contemporáneo, se puede pensar que lo antes señalado es contradictorio y perjudica la conservación de las especies nativas; sin embargo, desde el análisis de la historia ambiental, los modelos de conservación de la naturaleza están enmarcados en un contexto histórico, por lo cual es importante comprenderlo para que en el futuro se puedan establecer nuevas estrategias. Además, existen cambios inducidos por nosotros mismos que a simple vista nos costaría trabajo ver o no podríamos apreciar, de modo que requerimos distintas miradas para reconocerlos, una de las cuales es la historia.

En este sentido, el objetivo de este trabajo es dar cuenta de dos procesos que ocurrieron en paralelo en la cuenca del Lago de Pátzcuaro durante el periodo cardenista (1935-1940): la implementación de una serie de políticas para la conservación de los recursos forestales e ictiológicos y, de manera análoga, las experimentaciones en materia piscícola que se desarrollaron durante el mismo periodo. Para alcanzar la meta señalada, este trabajo se dividirá en dos apartados, el primero dará cuenta de las medidas jurídicas adoptadas por el gobierno para fomentar la conservación en dicho ecosistema lacustre y el segundo abordará la introducción de especies exóticas, misma que estuvo a cargo de los técnicos del DFCP, órgano responsable de las políticas conservacionistas durante el cardenismo.

#### LAS POLÍTICAS CONSERVACIONISTAS EN LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO

Desde la década de 1940 se desarrollaron importantes investigaciones y aportes al conocimiento sobre la fauna lacustre de Pátzcuaro, como los de Fernando de Buen (De Buen, 1941; 1942; 1944). Durante las últimas épocas, éste ha sido

uno de los ecosistemas lénticos mejor estudiados en México por su diversidad biológica y cultural (Cotler *et al.*, 2004; Zambrano *et al.*, 2011; Zambrano *et al.*, 2014; Alonso y Vargas, 2014), así como por los impactos ambientales que ha experimentado durante los siglos xx y xxi. Sin embargo, el desasosiego por los cambios ambientales que ha sufrido el lago no es exclusivo de los biólogos y ecólogos, pues la tristeza ha tocado el corazón y la conciencia de una comunidad más amplia (Argueta *et al.*, 1986; Durston y López, 2006; Soares, 2007; Bernal, 2008; Williams, 2011; Rivero, 2012; Cruzvillegas, 2017).

Son pocas las investigaciones que incorporan de manera sucinta una perspectiva histórica de la introducción de especies exóticas (Corona-Santiago *et al.*, 2015). Por ejemplo, Alonso y Vargas (2014) proponen seis periodos históricos para comprender las modificaciones de origen antropogénico en la cuenca de Pátzcuaro y nos muestran las primeras rutas sobre las cuales podemos seguir caminando y profundizando en la historia de este ecosistema lacustre. De esa periodización emergió el presente trabajo.

Según estos autores, durante la década de 1930 la introducción de especies exóticas fue el detonador del deterioro del Lago de Pátzcuaro (Alonso y Vargas, 2014), una afirmación que no profundiza más y nos pone un reto por delante. De acuerdo con las fuentes consultadas (Morales, 1975), en 1929 se marcó un punto de quiebre para la historia ambiental del Lago de Pátzcuaro, pues en aquel periodo el general Lázaro Cárdenas del Río, quien fungía como gobernador de Michoacán, tomó la decisión de introducir al lago dos de las primeras especies exóticas que lo colonizarían: la lobina negra (*Micropterus salmoides*) y la lobina de boca chica (*Micropterus dolomieu*). La medida adoptada inició un proceso ambiental que modificaría de manera definitiva las dinámicas ecológicas del sistema lacustre.

Existen dos versiones sobre la introducción de la lobina negra en México (Morales, 1975). La primera indica que fue traída al país por el norteamericano Thomas H. Williams y la segunda señala que el ingeniero Ballesteros en 1910 fue el responsable de su llegada (Morales, 1975). Según los registros históricos, los primeros especímenes fueron depositados en Ocotlán y liberados en Poncitlán, en la cuenca del Río Lerma, desde donde se dispersaron hasta el Lago de Chapala. De acuerdo con Morales (1975), por instrucciones de Cárdenas, en 1929 se capturaron algunos ejemplares que posteriormente fueron introducidos al Lago de Pátzcuaro para incrementar la producción pesquera y que de ésta se beneficiaran las poblaciones indígenas que habitan en la orilla del lago.

Es posible que, con el transcurrir del tiempo, el general Cárdenas comprendiera que su decisión había sido equivocada y perjudicial para las comunidades pesqueras de Pátzcuaro, por lo que años más tarde, tras ser nombrado presidente de la República, intentó corregir el problema generado por la introducción de la lobina negra en el lago. Este camino inició con la creación del DFCP (*Diario Oficial de la Federación*, diciembre 31 del 1934), mismo que fue desarrollando distintos trabajos, entre los cuales se incluyó la rama piscícola, cuyo objetivo era la implementación de una serie de políticas enfocadas a la conservación, investigación y experimentación en el ramo pesquero.

En los informes del DFCP del periodo consultado se describen los tipos de investigaciones que se realizaron en la Estación Limnológica del Lago de Pátzcuaro. Por una parte, el objetivo central de la Sección de Investigación era explorar e investigar sobre las aguas lacustres y la manera de utilizar el lago, mediante los siguientes trabajos: I) naturaleza del lago (extensión, temperatura, profundidad, condiciones topográficas y biológicas), II) condiciones hidrológicas y III) registro estadístico. Por la otra, la Sección de Experimentación buscaba propagar especies de manera natural y artificial (en laboratorio), incluyendo: I) la propagación del pescado blanco, II) la experimentación de la lobina negra, III) el fomento de otras especies ictiológicas útiles para ser introducidas y IV) el mejoramiento del sistema de pesca, así como de la manufactura e industrialización de los productos (Matsui, 1936a).

La piscicultura era entendida en aquel entonces como “el arte y la ciencia” que nos enseña “la manera de propagar las especies piscícolas para evitar su agotamiento” (Matsui, 1937a: 27). Comprendía tres formas de fomento y propagación ictiológica: la protección piscícola contra los daños causados por el ser humano, la protección contra los perjuicios causados por factores naturales y la propagación y el desarrollo artificial de los peces (Matsui, 1937a). Una vez que el DFCP estaba en pleno funcionamiento, en septiembre y octubre de 1935, por instrucciones del presidente se realizaron las primeras propagaciones de hueva de pescado blanco, provenientes del Lago de Pátzcuaro, en las lagunas michoacanas de Tacámbaro y La Alberca. Esto se replicó en la Laguna de Atochac, en el estado de Hidalgo, con el objetivo de que la especie se reprodujera en otros lagos y así evitar su extinción (BDFCP, septiembre-octubre de 1935).

Ese mismo año, los trabajos iniciados por el DFCP incluyeron una serie de investigaciones en el Lago de Chapultepec, en un intento por propagar el pescado blanco (BDFCP, septiembre-octubre de 1935). Además, la DFCP tenía

tres metas en el Lago de Pátzcuaro: la primera era extraer las lobinas negras para frenar el crecimiento de su población, la segunda consistía en proteger el pescado blanco (*Chirostoma estor*), que estaba siendo devorado por las lobinas negras, y la última era realizar los estudios para el establecimiento de la zona protectora forestal del Lago Pátzcuaro (BDFCP, septiembre-octubre de 1935). A finales de 1935 y principios de 1936, se tomaron medidas para la conservación del pescado blanco en la cuenca del Lago de Pátzcuaro y entre aquellas con las que se comenzó en el ámbito jurídico estuvo la primera veda en el lago, que también prohibía la introducción de especies animales o vegetales propias del país o exóticas en aguas interiores (BDFCP, noviembre de 1935-enero de 1936: 82-83). Para reglamentar estas acciones se emitió un acuerdo donde se señalaba a la letra que:

Con fundamento en la Ley de Pesca vigente compete a este Departamento asegurar la conservación y propagación de los recursos naturales que son objeto de la pesca, los que se consideran como riqueza pública, en especial aquellas especies que tienden a desaparecer [...] que, habiéndose introducido en aguas interiores del país, sin la debida precaución y estudio, especies exóticas de animales y vegetales, como la llamada trucha y carpa en el Lago de Pátzcuaro y el lirio en Chapala, se han determinado daños tan graves como la progresiva desaparición de pescado blanco, tan valioso y estimado, y perjuicios como el entorpecimiento de la navegación; este Departamento ha tenido a bien dictar el siguiente [...] Queda prohibido, sin la autorización expresa de este Departamento [...] la introducción en aguas interiores de la República, de cualquier especie animal o vegetal exótica o propia del país (BDFCP, noviembre de 1935-enero de 1936: 83).

Otras de las acciones emprendidas fueron la ejecución de las primeras pruebas de una maqueta del laboratorio de limnología que se construiría en Pátzcuaro y la introducción del pescado blanco en otros sistemas lagunares de Michoacán (BDFCP, noviembre de 1935-enero de 1936: 32).

En octubre de 1935, el DFCP seguía registrando en sus informes cómo la pérdida de la cubierta forestal afectaba los afluentes del Lago de Pátzcuaro; tales trabajos iban encaminados a ubicar las zonas de la cuenca, medias y altas, que debían ser reforestadas. Estas investigaciones desembocaron en un decreto firmado el 7 de enero de 1936 por el presidente Cárdenas, donde se declaraban como “zona forestal vedada” los terrenos que formaban parte de la cuenca hi-

drográfica del Lago de Pátzcuaro (BDFCP, noviembre de 1935-enero de 1936: 78-80).

A continuación, retomaré fragmentos del decreto para ejemplificar algunos rasgos distintivos del modelo de conservación para el Lago de Pátzcuaro:

CONSIDERANDO que los estudios efectuados por la Comisión Técnica dependiente del Departamento Forestal y de Caza y Pesca en la Cuenca Hidrográfica del Lago de Pátzcuaro, Mich., se desprende la necesidad urgente de proteger todas las vertientes de esa Cuenca que por su declive y naturaleza son impropios a la agricultura, produciéndose la erosión del suelo;

CONSIDERANDO que la expresada erosión por la falta de los bosques que forman la cubierta forestal de abrigo y retención del suelo, ocasionan arrastres profundos que llevan al Lago diversos materiales que le hacen perder su fondo o cauce con peligro de que el propio Lago desaparezca como han desaparecido varios otros en el país:

CONSIDERANDO que los dichos azolves producen además la pérdida de la vegetación sub-lacustre protectora y alimentadora del pescado que ha sido elemento importante de la alimentación de las poblaciones ribereñas a las que además les da elementos de trabajo a los vecinos dedicados en gran número a su pesca y venta con gran beneficio para otras muchas poblaciones;

CONSIDERANDO que por todo ello importa no sólo proteger esa riqueza, sino acrecentarla propagando nuevas especies de buen pescado y extirpando las nocivas, para lo cual se requiere construir Estaciones Piscícolas que ocasionarán gastos al Erario y cuyas instalaciones serían inútiles si se pierden los fondos y demás buenas condiciones del Lago por la deforestación de las vertientes que importa reforestar en sus porciones ya hoy desnudas de bosque o en degradación; he tenido a bien dictar lo siguiente [...] (BDFCP, noviembre de 1935-enero de 1936: 78-79).

## LA PISCICULTURA Y LA ANTROPIZACIÓN EN PÁTZCUARO

El 28 de marzo de 1936, el general Cárdenas solicitó al jefe del DFCP que le informara sobre los trabajos de investigación que se estaban desarrollando en el Lago de Pátzcuaro (Quevedo, 1936). La respuesta que dio Miguel Ángel de Quevedo al presidente de la República fue que los peritos japoneses contratados por el DFCP ya preparaban un informe detallado. Esos peritos japoneses

eran los doctores Yoshiichi Matsui y Toshie Yamashita, técnicos piscicultores del Instituto Imperial de Pesquerías de Tokio, Japón, quienes fueron contratados por el DFCP para realizar investigaciones piscícolas en México entre 1936 y 1938 (Urquiza, 2018); de éstos, Yoshiichi Matsui era el director de la Estación Experimental de Productos Acuáticos de Hyogo Ken y Zona Marítima de Akashi (Cortina Rivas, 1939). Quevedo le adelantó al presidente algunas de las observaciones hechas por los técnicos japoneses; la primera de ellas fue que debía cambiarse el tipo de redes de pesca porque las que utilizaban los pescadores capturaban ejemplares de pescado blanco muy jóvenes, lo que repercutía en la reproducción y desarrollo de las poblaciones:

La disminución observada en el “pescado blanco” proviene principalmente de los malos procedimientos seguidos para su pesca por los indígenas pescadores de este Lago, pues la llevan a cabo por medio de redes de malla sumamente cerrada, que no permiten aún a los mismos “alevinos” o peces muy pequeños, escapar de ellas, extrayéndose éstos en enormes cantidades (Quevedo, 1936: 162).

Otra de las recomendaciones era que se declarara vedada para la pesca la zona norte del Lago de Pátzcuaro, la cual, según el DFCP, tenía excelentes condiciones para que los ejemplares de *Menidia estor* se reprodujeran. Asimismo, el ingeniero Quevedo informó al presidente sobre la importancia de apresurar los trabajos de construcción de la Estación de Limnología por recomendación del equipo técnico (Quevedo, 1936: 161-162). Debe señalarse que en los reportes de los técnicos japoneses y mexicanos no se encuentran cifras sobre las cuales se pueda realizar un análisis cuantitativo de cuáles eran las causas de la disminución en la población del pescado blanco.

Un dato revelante es que los técnicos nipones recomendaron la construcción de una gran estación piscícola y diversos acuarios para ensayar la propagación de algunas especies japonesas que estimaban muy adecuadas para reproducir en el lago, ya que, según su perspectiva, ésta no haría ningún mal al llamado “pescado indígena” (Quevedo, 1936: 163), término que se refiere a las especies que entonces se consideraban nativas del Lago de Pátzcuaro: *Chirostoma estor* y *Chirostoma humboldtianum*.

El informe de los técnicos japoneses fue presentado el 7 de abril de 1936 y sus conclusiones se enuncian aquí (Matsui y Yamashita, 1936). Se propuso declarar una zona de veda en la región norte para que los peces pudieran desarrollarse, y se explicó que la erradicación de la lobina negra sería muy costosa

debido a la gran cantidad de individuos que ya existía en el lago, por lo que se sugería la propagación y cultivo artificial del pescado blanco. También se propuso la introducción de las siguientes especies: *Cyprinus carpio*, *Tinca tinca*, *Perca flavescens*, *Alosa sapidissima* y *Anguila rostrata* (Matsui y Yamashita, 1936). En los informes se puede observar que la disminución del pescado blanco (*Chirostoma estor*) se atribuyó principalmente a las prácticas y técnicas de la pesca tradicional, con las cuales se intentó modificar y organizar la explotación de los recursos pesqueros del Lago de Pátzcuaro. La dispersión de especies exóticas no sólo se enfocó al Lago de Pátzcuaro, ya que en abril de 1936 Felipe Berriozábal, el comisionado del DFCP, recomendaba el Río Cuapatitzio como un buen sitio para la propagación de *Salvelinus fontinalis* o de *Oncorhynchus mykiss* (Berriozábal, 1936), mientras que el 1 de junio de 1936 el doctor Matsui informó sobre el traslado de ejemplares de lobina negra del Lago de Pátzcuaro a Tacámbaro (Matsui, 1936b).

Otro dato importante para caracterizar la magnitud de la introducción de especies exóticas es que, en julio de 1936, las autoridades del Departamento informaron que estaban a punto de llegar al puerto de Mazatlán aproximadamente dos mil carpas finas procedentes de Japón, las cuales fueron recomendadas por los especialistas para su introducción en Chalco, Mixquic y algunos lagos del estado de Michoacán (Berriozábal, 1936). De este modo, el 11 de agosto del mismo año llegó al puerto de Mazatlán el barco Minowo Marú con 750 carpas japonesas negras (*Mylopharyngodon piceus*), 450 carpas japonesas rojas (*Cyprinus carpio*) y 72 kingyo (*Carassius auratus*), con el objetivo de que fueran introducidas a los sistemas lacustres nacionales (Matsui, 1936c).

Durante 1936 los peritos japoneses entregaron informes sobre el estado y problemas de la pesca en Pátzcuaro, así como sobre el estado de este ramo de la economía a nivel nacional. Matsui (1936c) incluía el elemento social en su análisis del problema de la pesca en Pátzcuaro: admitía que antes de establecer cualquier norma que regulara la extracción pesquera (por ejemplo, las vedas) se debían evaluar casuísticamente las condiciones sociales y de protección de las riquezas naturales de cada comunidad de pescadores, pues todas ellas dependían en su mayoría de la pesca para vivir.

También cabe mencionar que los trabajos en el campo forestal continuaron durante este año, pues la Oficina de Reservas y Parques Nacionales presentó un informe detallado de los bosques en el estado de Michoacán, donde se daba importancia a aquellos que conformaban la cuenca de Pátzcuaro y se destacaba su función para conservar el abastecimiento de ésta (Quevedo, 1939). Asimismo,

mo, una de las acciones más publicitadas por el DFCP fue la reintroducción de peces en el estado (Berriozábal, 1936). Es importante señalar que no sólo se consideró de relevancia la conservación del pescado blanco en el Lago de Pátzcuaro, sino su propagación, lo cual llevó a introducir esta especie en otras regiones del país en reiteradas ocasiones.

En febrero de 1938, el doctor Matsui y el ingeniero Yamashita entregaron su informe final de labores, donde expusieron cuáles debían ser las políticas a implementar en el Lago de Pátzcuaro y en el país para que el sector pesquero se desarrollara (Matsui, 1938). Entre las propuestas se incluía la organización de los pescadores en cooperativas, con el objetivo de que los pobladores locales obtuvieran beneficios económicos y sociales en sus comunidades (Matsui, 1938). Al finalizar el año, ya se encontraba casi concluida la Estación de Limnología para la investigación y el cultivo de peces (Matsui, 1938).

Cuando los técnicos nipones salieron del territorio nacional, la Estación de Limnología de Pátzcuaro quedó inactiva a pesar de que existían proyectos en marcha. En 1939 se contrataron los servicios del ictiólogo español Fernando de Buen, quien fungiría como asesor técnico de la Estación, siendo director el señor Manuel Zozaya (Bernal, 2008). Finalmente, al ser desintegrado el Departamento Forestal y de Caza y Pesca, la Estación de Limnología pasó a la Secretaría de Marina, con lo que se dio inicio a una nueva etapa para las investigaciones en limnología y piscicultura en México.

## CONCLUSIONES

Durante el gobierno cardenista se desarrollaron instrumentos jurídicos con una perspectiva que incorporaba la conservación forestal de la cuenca de Pátzcuaro como una variable fundamental para la conservación del lago, sin embargo, el proyecto también incorporó una serie de reintroducciones piscícolas cuyo objetivo era incrementar la pesca en distintas escalas. Este modelo trajo como consecuencia la dispersión de distintas especies exóticas a los ecosistemas regionales y nacionales (p.e. la lobina negra y la trucha arcoíris). Asimismo, México contó con un mecanismo jurídico que buscaba regular la introducción de especies exóticas a los ecosistemas lacustres nacionales, para proteger las entonces denominadas especies “indígenas”. En ese sentido, es posible afirmar que, en el caso de la protección de ciertas especies indígenas, la variable cultural comenzaba a ser incorporada en la perspectiva conservacionista del

DFCP. Por otro lado, se puede decir que los trabajos a favor de la conservación desarrollados históricamente han dependido en gran medida de los paradigmas científicos de la época, así que es importante estudiar, desde el contexto histórico, los proyectos que se desarrollaron en México, ya que ello nos puede ayudar a conocer cuáles especies exóticas están en el país como resultado de programas implementados bajo un cierto modo de entender la naturaleza.

Asimismo, hay que considerar que las medidas adoptadas por el DFCP durante 1935-1939 buscaban tanto conservar como incrementar la riqueza natural del país mediante la introducción de “especies exóticas”. Los modelos de conservación de la naturaleza están enmarcados en un contexto histórico, por lo que en el futuro será necesario comprender los errores pasados y establecer nuevas estrategias que permitan la conservación a través del conocimiento, respetando su historia evolutiva y aquella de las regiones. El modelo de las cooperativas locales de pescadores para el manejo y utilización de los recursos naturales desarrollado en el periodo cardenista sigue siendo una alternativa válida, en una perspectiva contemporánea del manejo y utilización de la naturaleza. No obstante, algunos estudios actuales (Vargas, 2011-2014) señalan que es necesaria una mayor colaboración entre autoridades, pescadores e instituciones para lograr una gobernanza ambiental que contrarreste los impactos ambientales, conciliando el uso de los recursos naturales con la conservación de la biodiversidad.

Hay que señalar que los trabajos a favor de la conservación de nuestro capital natural deben incorporar distintas miradas y conocimientos, pues no basta con el trabajo de las áreas científicas dada la complejidad del problema que enfrentamos. Por este motivo, las ciencias sociales y las humanidades deben incorporarse a las pesquisas y hacer un esfuerzo por encontrar puntos de diálogo con las ciencias naturales. Lo anteriormente expuesto permitirá desarrollar políticas públicas más integrales para la resolución de problemas ambientales.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte del proyecto de investigación “Conservar la naturaleza en un mundo desigual: personajes, ideas y políticas medioambientales en México durante el periodo 1945-1995” de la Coordinación de Humanidades de la UNAM, y del proyecto PAPIIT IA401220 “La era del antropoceno y la gran aceleración: personajes, ideas y políticas medioambientales en México durante el periodo 1945-1995”.

## LITERATURA CITADA

- Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 1934. Decreto que crea el Departamento Forestal y de Caza y Pesca y determina que el Departamento de Establecimientos Fabriles y Aprovisionamientos Militares pase a depender de la Secretaría de Guerra y Marina. 1122-1123 pp.
- ALONSO-EGUÍALIS, P. y S. Vargas-Velázquez. 2014. Análisis ecosistémico de la introducción de especies exóticas en el Lago de Pátzcuaro. 337-358 pp. En Low, A.M., P.A. Guijón y E.M. Peters (editores), *Especies invasoras acuáticas: Casos de estudio en ecosistemas de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático/University of Prince Edward Island. México.
- ARGUETA, A., D. Cuello y F. Lartigue. 1986. *La pesca en aguas interiores*. Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social. México, 218 pp.
- BERNAL-BROOKS, F.W. (editor). 2008. *La Estación Limnológica de Pátzcuaro 1938-2008*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo/Instituto Nacional de Pesca/Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, 103 pp.
- BERRIOZÁBAL, F.B. 1936. Actividades de la Comisión de Pesca Interior durante los meses de mayo, junio y julio de 1936. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, volumen 4, 192-195 pp.
- \_\_\_\_\_. 1936. Repoblación de peces en Michoacán. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, volumen 14, 111-126 pp.
- BDFCP (Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca). Septiembre-octubre de 1935. Volumen 1, 30-33 pp.
- \_\_\_\_\_. Septiembre-octubre de 1935. Se declaran Zona Forestal Vedada los terrenos que forman parte de la Cuenca Hidrográfica del Lago de Pátzcuaro. Volumen 1, 78-80 pp.
- \_\_\_\_\_. Noviembre de 1935-enero de 1936. Se declaran Zona Forestal Vedada los terrenos que forman parte de la Cuenca Hidrográfica del Lago de Pátzcuaro. Volumen 2, 78-79 pp.
- \_\_\_\_\_. Septiembre-octubre de 1935. Se prohíbe la introducción en aguas interiores de cualquier especie animal o vegetal. Volumen 1, 82-83 pp.
- \_\_\_\_\_. Septiembre-octubre de 1935. Volumen 1, 95-97 pp.
- CORONA-SANTIAGO, D.K., I. Doadrio, O. Domínguez-Domínguez. 2015. Evolutionary History of the Live-Bearing Endemic *Allotoca diazi* Species

- Complex (Actinopterygii, Goodeinae): Evidence of Founder Effect Events in the Mexican Pre-Hispanic Period. *Plos One*, volumen 10, número 5, p. e0124138.
- CORTINA-RIVAS, M. 1939. Viaje de estudio y observaciones sobre la industria pesquera en el Japón. *Protección a la Naturaleza*, volumen 3, número 6, 20-25 pp.
- COTLER, H., A. Priego, C. Rodríguez y C.E. Guadarrama. 2004. Determinación de zonas prioritarias para la eco-rehabilitación de la cuenca Lerma-Chapala. *Gaceta Ecológica*, número 71, 79-92 pp.
- CRUZVILLEGAS, A. 2017. The Water Trilogy 1: Ichárhuta: Autodefensión Approximante Vibrante Retroflexe. *Galerie Chantal Crousel, Paris*. Recuperado el 10 de julio del 2018 desde: <https://www.crousel.com/home/exhibition/847/The-Water-Trilogy-1-Icharhuta-Autodefension-Approximante-Vibrante-Retroflexe>
- DE BUEN, F. 1941. Fases ontogénicas de la acúmara (*Algansea lacustris* Steind) del Lago de Pátzcuaro. *Anales del Instituto de Biología*, volumen 12, número 1, 345-354 pp.
- \_\_\_\_\_. 1942. Una nueva subespecie de *Neoophorus diazi* (Meek) (Pisces-Goodeidae). *Anales del Instituto de Biología*, volumen 13, número 1, 342-349 pp.
- \_\_\_\_\_. 1944. Limnobiología de Pátzcuaro. *Anales del Instituto de Biología*, volumen 15, 261-312 pp.
- DURSTON, J. y E. López. 2006. Capital social y gestión participativa en la cuenca de Pátzcuaro. *Revista de la CEPAL*, volumen 90, 105-119 pp.
- MATSUI, Y. 1936a. Proyecto de los trabajos que se desarrollarán en la Estación Limnológica de Pátzcuaro. Mich. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 6, 145-148 pp.
- \_\_\_\_\_. 1936b. Informe rendido sobre el transporte de peces vivos. Rendido por el Dr. Yoshiichi Matsui. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 4, 165-171 pp.
- \_\_\_\_\_. 1936c. Informe del Dr. Matsui sobre el problema de la pesca en Pátzcuaro. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 4, 177-184 pp.
- \_\_\_\_\_. 1937a. La piscicultura en la República Mexicana. *Protección a la Naturaleza*, volumen 2, número 1, 26-27 pp.
- \_\_\_\_\_. 1937b. Proyecto de los trabajos que se desarrollarán en la Estación Limnológica de Pátzcuaro, Mich. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 6, 145-148 pp.

- \_\_\_\_\_. 1938. Algunas consideraciones personales sobre el futuro pesquero de la República Mexicana. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 12, 79-96 pp.
- MATSUI, Y. y J. Yamashita. 1936. Informe de los doctores Matsui y Yamashita acerca del mismo asunto. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 3, 166-172 pp.
- MORALES-DÍAZ, A. 1975. *Breve historia sobre la piscicultura mundial y nacional*. Instituto Nacional de Pesca. México, 20 pp.
- QUEVEDO, M.A. de. 1936. Informe del C. Jefe del Departamento sobre la explotación de los Lagos de Pátzcuaro y Zirahuén. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 3, 161-165 pp.
- \_\_\_\_\_. 1939. Exploración forestal en la región del camino México-Morelia-Guadalajara y en la región norte de Jalisco. *Boletín del Departamento Forestal y de Caza y Pesca*, 15, 23-41 pp.
- SOARES, D. 2007. Retos para la sustentabilidad socioambiental en comunidades de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro. *Boletín del Archivo Histórico del Agua*, volumen 12, número 37, 8-19 pp.
- URQUIZA GARCÍA, J.H. 2018. *Miguel Ángel de Quevedo. El proyecto conservacionista y la disputa por la Nación 1840-1940*. Facultad de Filosofía y Letras-Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- VARGAS-VELÁZQUEZ, S. 2011. Los pescadores del lago; entre el manejo comunitario y el deterioro ambiental. 189-216 pp. En Huerto-Delgadillo, R.I., S. Vargas-Velázquez, C.F. Ortiz-Paniagua (editores), *Estudio ecosistémico del Lago de Pátzcuaro. Aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua/Universidad Autónoma del Estado de Morelos/Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.
- VARGAS, S. 2014. Gobernanza ambiental del Lago de Pátzcuaro y la pesca. 175-193 pp. En Huerto-Delgadillo, R.I., S. Vargas-Velázquez (editores), *Estudio ecosistémico del Lago de Pátzcuaro. Aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable*. Volumen II. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua/Comisión Nacional del Agua/Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Morelos, México.
- WILLIAMS, E. 2011. Naturaleza y complejidad social: los recursos lacustres en el territorio tarasco a través del tiempo. 271-288 pp. En Conde-Flores, A., P.A. Ortiz-Báez, A. Delgado-Rodríguez, F. Gómez-Rábago y L.R. Grana-

do-Campos (coordinadores), *Primer Congreso Nacional Naturaleza-Sociedad. Memoria del Congreso*. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.

ZAMBRANO, L. *et al.* 2011. Las especies exóticas en el lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. 131-154 pp. En Huerto-Delgadillo, R.I. (editor), *Estudio ecosistémico del lago de Pátzcuaro. Aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua/Universidad Autónoma del Estado de Morelos/Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.

ZAMBRANO, L., F. Córdova-Tapia, R. Pacheco-Muñoz y K. Levy-Gálvez. 2014. La comunidad de peces del lago de Pátzcuaro. 79-93 pp. En Huerto-Delgadillo, R.I. y S. Vargas-Velázquez (editores), *Estudio ecosistémico del lago de Pátzcuaro. Aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable. Volumen II*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua/Comisión Nacional del Agua/Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

La presente edición de  
*Manejo y conservación de fauna  
en ambientes antropizados*  
fue maquetada por Karla Guillén  
en el Taller del Fondo Editorial  
de la Universidad Autónoma de Querétaro.  
El cuidado estuvo a cargo de  
Gisella Cordero y los autores.  
Se publicó el 26 de mayo del 2021,  
en Santiago de Querétaro, México.



La antropización, definida como la transformación que lleva a cabo el ser humano sobre los paisajes naturales de los diferentes ecosistemas del planeta, genera afectaciones a la fauna nativa, y el interés científico por comprender, reducir o revertir estos daños ha resultado en numerosas acciones de manejo para lograr la conservación biológica de especies nativas tanto en ambientes urbanos como naturales. En este libro se presenta una serie de propuestas que han favorecido la conservación de la fauna, las cuales provienen de la experiencia directa de los autores o de revisiones de literatura, e identifican factores y actores clave que deben ser tomados en cuenta por el lector al implementar medidas de conservación para el manejo de fauna en ambientes antropizados.

Con la realización de congresos anuales, la publicación de números especiales en revistas de difusión y académicas, el apoyo a proyectos científicos y la elaboración de libros como éste, se contribuye a generar el conocimiento que fomentará el trabajo para la conservación de la fauna en un mundo donde pocos son ya los espacios exclusivos para ella y muchos aquellos donde debe lograrse su conservación en convivencia con una creciente población humana. Es nuestro deseo que las experiencias aquí contenidas sirvan de base o complementen el buen manejo y conservación de la fauna en ambientes antropizados.

